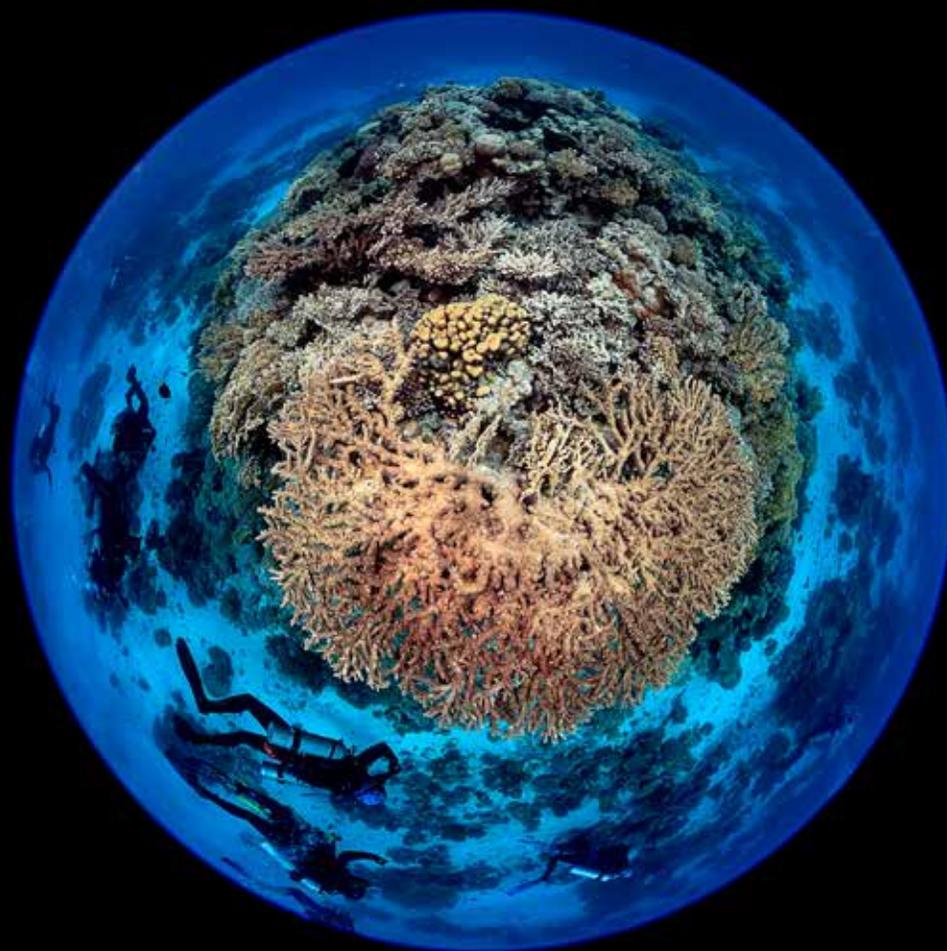


Deuxième

Évaluation mondiale de l'océan

ÉVALUATION MONDIALE DE L'OCÉAN II

Volume I



Nations Unies

Deuxième

Évaluation mondiale de l'océan

ÉVALUATION MONDIALE DE L'OCÉAN II

Volume I



Nations Unies

Photo de couverture : Yung-Sen Wu
Concours de photographie organisé à l'occasion
de la Journée mondiale de l'océan

Publication des Nations Unies
eISBN : 978-92-1-604007-9

Copyright © Nations Unies, 2021
Tous droits réservés
Imprimé aux Nations Unies, New York

Avant-propos

du Secrétaire général

L'année écoulée a été marquée par des épreuves sans précédent. La pandémie de maladie à coronavirus (COVID-19) a bouleversé la vie et les moyens d'existence d'innombrables personnes et mis en évidence la fragilité de nos sociétés. Malheureusement, la pandémie n'est pas la seule crise à laquelle fait face l'humanité. Les changements climatiques et l'appauvrissement de la biodiversité se poursuivent sans relâche et menacent le développement durable et la survie même de notre espèce. Ces dangers apparaissent avec une acuité particulière lorsque nous examinons l'état du système qui permet le maintien de la vie sur Terre : l'océan.

En 2015, la première Évaluation mondiale de l'océan attirait notre attention sur le fait que de nombreuses parties de l'océan étaient fortement dégradées, le plus grand péril pesant sur lui étant l'incapacité de gérer les multiples pressions causées par les activités humaines. Il ressort de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan que la situation ne s'est pas améliorée et que les nombreux bénéfices que l'on tire de l'océan sont menacés. Pour assurer la durabilité de l'océan, l'Évaluation nous invite à travailler ensemble afin de le gérer de manière plus efficace et plus intégrée, notamment par des activités de recherche communes, le développement des capacités et la mise en commun des données, de l'information et des technologies.

L'océan tient une place essentielle dans la réalisation des objectifs de développement durable et contribue pour beaucoup aux moyens de subsistance de milliards de personnes. Nous devons de toute urgence changer la relation que nous entretenons avec lui. La Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable et la Décennie des Nations Unies pour la restauration des écosystèmes nous donnent l'occasion de mieux comprendre et de réparer les dommages déjà causés. Les informations figurant dans la deuxième Évaluation peuvent contribuer à cette entreprise et viendront éclairer les travaux lors des conférences intergouvernementales qui se tiendront en 2021 sur ces sujets.

J'invite instamment les dirigeants et toutes les parties prenantes à tenir compte des avertissements contenus dans l'Évaluation, au moment où nous travaillons à la conservation et à la gestion durables du milieu marin partout sur la planète. Que le relèvement de la pandémie se fasse non seulement en vert mais aussi en bleu !

ANTÓNIO GUTERRES

Résumé

Dans ses résolutions 57/141 et 58/240, l'Assemblée générale a décidé d'établir, sous l'égide des Nations Unies, un Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état, présent et futur, du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques, en se fondant sur les évaluations régionales existantes. Dans sa résolution 71/257, elle a rappelé que, durant le premier cycle, le Mécanisme s'était surtout attaché à établir des données de référence et a décidé que le deuxième cycle porterait sur l'évaluation des tendances et le recensement des lacunes. Dans le cadre du programme de travail pour la période 2017-2020 du deuxième cycle du Mécanisme, le Groupe d'experts du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques, a été chargé d'établir la deuxième Évaluation mondiale de l'océan, en s'appuyant sur les données de référence établies lors de la première Évaluation mondiale intégrée du milieu marin (première Évaluation mondiale de l'océan). Dans sa résolution 72/73, l'Assemblée a décidé que le Groupe d'experts conduirait ses travaux aux fins d'une seule évaluation exhaustive. Le présent document a été établi par le Groupe d'experts conformément à ces décisions.

Avertissement

Le présent document a été établi par le Groupe d'experts du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques, qui est responsable de son contenu. Les membres du Groupe d'experts et l'équipe d'experts qui ont participé à la rédaction de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan y ont contribué à titre personnel, et ne représentent aucun gouvernement ni aucune autorité ou organisation.

Les appellations employées dans la présente publication, y compris les noms géographiques, et la présentation des données qui y figurent, notamment les citations, les cartes et la bibliographie, n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies aucune prise de position quant au nom et au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones, ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites, et n'impliquent de sa part ni approbation ni acceptation officielle. Les informations contenues dans la présente publication qui émanent de mesures et de décisions prises par les États n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies aucune approbation, acceptation ou reconnaissance officielle de ces mesures et décisions, et ces informations sont incluses sans préjudice de la position de tout État Membre de l'Organisation des Nations Unies.

Préface

En créant le Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques, l'Assemblée générale avait pour objectif de proposer une vue d'ensemble exhaustive des océans et des relations entre l'homme et l'océan, couvrant tous les aspects environnementaux, sociaux et économiques. Cette vue d'ensemble servirait de toile de fond aux nombreuses décisions devant être prises dans ce domaine aux niveaux international, national et local en vue de progresser sur la voie du développement durable. La première Évaluation mondiale de l'océan a été réalisée en 2015 et représente une étape majeure vers la réalisation de cet objectif.

Inévitablement, avec un objectif aussi ambitieux, certains aspects n'ont pas été entièrement couverts durant le premier cycle du Mécanisme. D'autre part, le temps passant, il devenait nécessaire de mettre à jour l'évaluation qui portait sur la période allant jusqu'à 2015. L'Assemblée générale a donc prévu de nouvelles évaluations intégrées du milieu marin à l'échelle mondiale afin d'enregistrer les évolutions par rapport aux données de référence fournies par la première Évaluation et, si possible, de dégager des tendances. En 2016, elle a décidé qu'une deuxième évaluation exhaustive devait être préparée avant la fin de 2020.

Le présent volume contient la deuxième Évaluation mondiale de l'océan. Il fournit davantage d'informations sur certains aspects des océans et leurs relations avec l'homme, y compris des évaluations distinctes des plaines abyssales et des hydrates marins, et rassemble dans des chapitres spécifiques des questions qui ont été abordées dans différentes sections de la première Évaluation, comme l'état des espèces de poissons et des infrastructures marines.

Comme pour la première Évaluation, la présente évaluation est le fruit d'un travail considérable, reposant essentiellement sur les efforts bénévoles de centaines d'experts dans de nombreux domaines, le tout financé en partie au moyen du budget ordinaire de l'Organisation des Nations Unies. Comme auparavant, le Groupe d'experts

du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques, a eu le privilège d'organiser l'évaluation, d'y contribuer et de la finaliser. Un soutien essentiel a de nouveau été apporté par le Secrétariat, notamment la Division des affaires maritimes et du droit de la mer, plusieurs organisations internationales et un certain nombre d'États Membres de l'Organisation des Nations Unies, comme indiqué au chapitre 2. Le Groupe d'experts remercie toutes ces personnes et institutions mais, conformément au mandat et aux méthodes de travail approuvés par l'Assemblée générale, il est responsable en dernier ressort du texte final.

La majeure partie du texte a été rédigée avant l'apparition de la pandémie de maladie à coronavirus (COVID-19). Les effets de cette pandémie ont été mentionnés (par exemple dans les sections du chapitre 8A traitant de la pêche, du transport maritime et du tourisme), mais les incidences complètes de la pandémie sur les interactions entre l'homme et l'océan sont encore en cours d'analyse et devront être pleinement explorées dans le cadre du troisième cycle du Mécanisme. Néanmoins, l'océan et les services qu'il fournit auront un rôle important à jouer dans la reprise qui suivra la pandémie. Il est à espérer que les informations contenues dans la présente évaluation faciliteront ce processus.

Comme pour la première Évaluation, le présent document ne contient aucune analyse ou recommandation politique, conformément aux orientations approuvées par l'Assemblée générale. Il appartient donc aux gouvernements nationaux et aux autorités internationales compétentes de décider des mesures à prendre à la lumière des évaluations effectuées dans le cadre du Mécanisme.

RENISON RUWA ET ALAN SIMCOCK
Coordinateurs conjoints du Groupe d'experts
du Mécanisme

JÖRN SCHMIDT
Membre du Groupe d'experts du Mécanisme,
assistant les coordinateurs conjoints

Table des matières

Volume I

	<i>Page</i>
Avant-propos du Secrétaire général	iii
Résumé	v
Préface	vii
Première partie : Résumé	1
Chapitre 1 : Résumé global	3
Principales observations	5
1. Introduction	5
2. Facteurs déterminants	6
3. Nettoyer l'océan	7
4. Protéger les écosystèmes marins	10
5. Comprendre l'océan pour pouvoir en faire une gestion durable	13
6. Veiller à la sécurité face à l'océan	15
7. Alimentation durable issue de l'océan	17
8. Exploitation durable de l'océan	20
9. Application effective des dispositions du droit international énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer	22
Deuxième partie : Introduction	37
Chapitre 2 : Approche choisie pour l'évaluation	39
Principales observations	41
1. Objet de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan	41
2. Public visé et cadre de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan	42
3. Établissement de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan	43
4. Terminologie	44
5. Remerciements	44
Références	45
Chapitre 3 : Connaissance scientifique de l'océan	47
Principales observations	49
1. Introduction	49
2. Description de l'évolution des données, des technologies et des modèles depuis la première Évaluation mondiale de l'océan et des implications quant à la compréhension globale des océans, y compris les conséquences socioéconomiques	50
3. Principaux changements et conséquences par région	51
4. Perspectives pour la connaissance scientifique de l'océan	56

	<i>Page</i>
5. Principales lacunes en matière de connaissances	56
6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	57
Références.....	58
Troisième partie : Facteurs de changement du milieu marin	63
Chapitre 4 : Facteurs	65
Principales observations	67
1. Introduction.....	67
2. Facteurs de changement dans le milieu marin.....	69
3. Principaux points et aspects liés aux facteurs dans chaque région	73
4. Perspectives	75
5. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.....	76
Références.....	77
Quatrième partie : État actuel du milieu marin et tendances	81
Chapitre 5 : Tendances concernant l'état physique et chimique de l'océan	83
Principales observations	85
1. Introduction.....	85
2. État physique et chimique de l'océan	87
3. Lacunes en matière de connaissances.....	101
4. Résumé	102
Références.....	104
Chapitre 6 : Tendances en matière de biodiversité des espèces principales du biote marin	111
Introduction.....	113
Chapitre 6A : Plancton (phytoplancton, zooplancton, microbes et virus)	115
Principales observations	117
1. Introduction.....	117
2. Résumé du chapitre 6 de la première Évaluation mondiale de l'océan	118
3. Régions ciblées dans la présente Évaluation	119
4. Estimation de la diversité du plancton	120
5. Plancton microbien	121
6. Zooplancton métazoïque	124
7. Tendances documentées	125
8. Perspectives	128
Références.....	130
Chapitre 6B : Invertébrés marins	141
Principales observations	143
1. Introduction.....	143
2. Synthèse de situation telle qu'elle ressort de la première Évaluation mondiale de l'océan.....	143
3. Description des changements environnementaux (de 2010 à 2020)	144

	<i>Page</i>
4. Réactions internationales et gouvernementales	151
5. Réalisation des objectifs de développement durable pertinents et contribution à l'objectif d'Aichi pour la biodiversité n° 11	153
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.....	154
Références.....	154
Additif du Groupe d'experts du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques.....	159
Références.....	160
Chapitre 6C : Poissons	161
Principales observations	163
1. Introduction.....	163
2. Changements observés dans l'état de la biodiversité des poissons	165
3. Conséquences du changement de la biodiversité pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	168
4. Principaux changements et conséquences par région	169
5. Perspectives	171
Références.....	172
Chapitre 6D : Mammifères marins.....	177
Principales observations	179
1. Introduction.....	179
2. Cétacés	181
3. Pinnipèdes.....	184
4. Siréniens	186
5. Loutres et ours polaires.....	186
6. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	187
7. Perspectives	188
8. Principales lacunes en matière de connaissances	189
9. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	190
Références.....	190
Chapitre 6E : Reptiles marins.....	195
Principales observations	197
1. Introduction.....	197
2. État de conservation des reptiles marins	197
3. Tendances régionales	199
4. Menaces	201
5. Conséquences économiques et sociales de l'évolution des populations de reptiles marins	203

	<i>Page</i>
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités	204
Références.....	205
Chapitre 6F : Oiseaux de mer.....	211
Principales observations	213
1. Introduction.....	213
2. Description des changements environnementaux (entre 2010 et 2020) ..	214
3. Conséquences des changements dans les populations d'oiseaux de mer pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être.....	218
4. Perspectives	218
5. Principales lacunes en matière de connaissances	220
6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités.....	220
Références.....	220
Chapitre 6G : Plantes marines et macroalgues	225
Principales observations	227
1. Introduction.....	227
2. Mangroves	227
3. Plantes des marais salants.....	229
4. Herbiers marins	230
5. Macroalgues.....	233
6. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	240
7. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.....	241
8. Perspectives	241
Références.....	242
Chapitre 7 : Tendances concernant l'état de la biodiversité dans les habitats marins ...	251
Introduction.....	253
Chapitre 7A : Zone intertidale.....	255
Principales observations	257
1. Introduction.....	257
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020....	260
3. Conséquences économiques et sociales	261
4. Principaux changements et conséquences par région	262
5. Perspectives	262
6. Principales lacunes en matière de connaissances	263
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités.....	263
Références.....	264

	<i>Page</i>
Chapitre 7B : Récifs biogènes et substrats sableux, boueux et rocheux des littoraux .	267
Principales observations	269
1. Introduction.	269
2. Changements observés dans l'état des récifs biogènes et des substrats sableux, boueux et rocheux des littoraux	272
3. Conséquences pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	276
4. Principaux changements et conséquences par région	278
5. Perspectives	279
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.	280
Références.	282
Chapitre 7C : Atolls et lagons	289
Principales observations	291
1. Introduction.	291
2. Changements observés dans l'état des atolls et des lagons	292
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	295
4. Principaux changements et conséquences par région	296
5. Perspectives	297
6. Principales lacunes en matière de connaissances	297
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	298
Références.	299
Chapitre 7D : Récifs coralliens tropicaux et subtropicaux	305
Principales observations	307
1. Introduction.	307
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020.	308
3. Description des conséquences sur le plan socioéconomique et des autres changements économiques ou sociaux	309
4. Principaux changements et conséquences par région	310
5. Perspectives	312
6. Principales lacunes en matière de connaissances	313
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	314
Références.	314
Chapitre 7E : Coraux d'eau froide	321
Principales observations	323
1. Introduction et résumé de la première Évaluation mondiale de l'océan	323
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020.	324
3. Conséquences économiques et sociales	329
4. Principaux changements et conséquences par région	330
5. Perspectives	331

	<i>Page</i>
6. Principales lacunes en matière de connaissances	331
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	332
Références.	333
Chapitre 7F : Estuaires et deltas	339
Principales observations	341
1. Introduction.	341
2. Changements observés dans l'état des estuaires et des deltas	342
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	344
4. Principaux changements et conséquences par région	346
5. Perspectives	346
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.	347
Références.	348
Chapitre 7G : Prairies sous-marines	353
Principales observations	355
1. Introduction.	355
2. Conséquences socioéconomiques	356
3. Changements par région.	357
4. Perspectives	358
5. Principales lacunes en matière de connaissances	359
6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	360
Références	362
Chapitre 7H : Mangroves	365
Principales observations	367
1. Introduction.	367
2. Changements observés dans l'état des mangroves entre 2010 et 2020	368
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	370
4. Principaux changements et conséquences par région	372
5. Perspectives	373
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.	373
Références.	374
Chapitre 7I : Marais salants	381
Principales observations	383
1. Introduction.	383
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020	385
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	386
4. Principaux changements et conséquences par région	386

	<i>Page</i>
5. Perspectives	387
6. Principales lacunes en matière de connaissances	388
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	389
Références.....	390
Chapitre 7J : Talus continentaux et canyons sous-marins.....	395
Principales observations	397
1. Introduction.....	397
2. Évolution des connaissances sur les talus et les canyons	400
3. Services et bénéfices écosystémiques des talus et des canyons	404
4. Impacts anthropiques	406
5. Principales lacunes en matière de connaissances	407
6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	408
Références	409
Chapitre 7K : Glace des hautes latitudes	421
Principales observations	423
1. Introduction.....	423
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020.....	424
3. Conséquences économiques et sociales	428
4. Perspectives	430
5. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.....	431
Références.....	432
Chapitre 7L : Monts sous-marins et pinacles	437
Principales observations	439
1. Introduction.....	439
2. Description de l'évolution des connaissances entre 2010 et 2020	440
3. Description des changements économiques et sociaux	441
4. Principales recherches menées au cours des dernières années par région	442
5. Perspectives	444
6. Principales lacunes en matière de connaissances	445
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	446
Références.....	446
Chapitre 7M : Plaines abyssales	453
Principales observations	455
1. Introduction	455
2. Évolution des états de référence, documentation du statut et changements dans la biodiversité abyssale	456
3. Principales pressions naturelles et anthropiques	465
4. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	467

	<i>Page</i>
5. Perspectives	469
6. Principales lacunes en matière de connaissances	470
Références.....	470
Chapitre 7N : Haute mer	477
Principales observations	479
1. Introduction.....	479
2. Changements environnementaux en haute mer depuis 2010	481
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	485
4. Principaux changements et conséquences par région	486
5. Perspectives	488
6. Principales lacunes en matière de connaissances	488
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	489
Références.....	489
Chapitre 7O : Dorsales, plateaux et fosses.....	495
Principales observations	497
1. Introduction et résumé de la première Évaluation mondiale de l'océan ...	497
2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020 ...	499
3. Description des changements économiques et sociaux entre 2010 et 2020	503
4. Principaux changements et conséquences par région	505
5. Perspectives	506
6. Principales lacunes en matière de connaissances	507
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	508
Références	508
Chapitre 7P : Événements hydrothermaux et suintements froids.....	513
Principales observations	515
1. Introduction.....	515
2. Changements environnementaux depuis la première Évaluation mondiale de l'océan	518
3. Conséquences économiques et sociales	520
4. Principaux changements et conséquences par région	521
5. Perspectives	524
6. Principales lacunes en matière de connaissances	524
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	525
Références.....	525
Chapitre 7Q : Mer des Sargasses	531
Principales observations	533
1. Introduction.....	533
2. Changement d'état	534
3. Dispositions institutionnelles	538

	<i>Page</i>
4. Conséquences des changements	538
5. Perspectives	539
Références.....	540
Volume II	
Chapitre 8 : Tendances concernant l'état de la société humaine en rapport avec l'océan	1
Chapitre 8A : Communautés côtières et industries maritimes	3
Principales observations	5
1. Introduction.....	5
2. Communautés côtières.....	6
3. Pêche de capture, récolte de coquillages et aquaculture	9
4. Transport maritime	10
5. Exploitation minière des fonds marins	15
6. Hydrocarbures offshore	15
7. Tourisme et loisirs	15
8. Ressources génétiques marines	21
9. Énergies marines renouvelables	21
10. Dessalement.....	21
11. Production de sel	22
12. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.....	24
13. Perspectives	24
Références.....	25
Chapitre 8B : Effets de l'océan sur la santé humaine	31
Principales observations	33
1. Introduction.....	33
2. Aspects généraux de la relation entre la santé humaine et l'océan.....	33
3. Santé des membres des communautés côtières en comparaison avec celles des communautés de l'intérieur des terres	39
4. Effets de l'exposition à l'eau de mer contaminée.....	40
5. Problèmes de santé humaine causés par les ressources alimentaires tirées de la mer	42
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.....	45
7. Perspectives	46
Références.....	46
Cinquième partie : Tendances concernant les pressions qui s'exercent sur le milieu marin	53
Chapitre 9 : Pressions résultant des changements climatiques et atmosphériques.....	55
Principales observations	57
1. Introduction.....	57

	<i>Page</i>
2. Pressions climatiques : phénomènes climatiques extrêmes et pressions résultant des modifications des propriétés physiques et chimiques du milieu marin.....	58
3. Renforcement des capacités : Réseau mondial d'observation de l'acidification des océans et Réseau mondial pour le suivi de la concentration en oxygène des océans	68
4. Résumé	69
Références.....	70
Chapitre 10 : Changements dans les apports en nutriments au milieu marin	77
Principales observations	79
1. Introduction.....	79
2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan ...	81
3. Modèles et tendances à l'échelle mondiale	82
4. Modèles et tendances à l'échelle régionale	85
5. Perspectives	92
Références.....	92
Chapitre 11 : Changements dans les apports liquides et atmosphériques au milieu marin provenant de la terre (notamment par l'intermédiaire de la nappe phréatique), des navires et des installations situées au large des côtes	101
Principales observations	103
1. Introduction.....	104
2. Situation constatée dans la première Évaluation mondiale de l'océan ...	104
3. Polluants organiques persistants (notamment ruissellements des pesticides employés dans l'agriculture)	105
4. Métaux	113
5. Substances radioactives.....	123
6. Produits pharmaceutiques et produits d'hygiène corporelle	128
7. Polluants atmosphériques (oxydes d'azote, oxydes de soufre)	133
8. Hydrocarbures provenant de sources terrestres, de navires et d'installations situées au large des côtes, y compris les dispositifs de réaction aux déversements et rejets	134
9. Autres substances utilisées sur les installations situées au large des côtes et rejetées par celles-ci	136
10. Pertinence par rapport aux objectifs de développement durable	137
11. Principales lacunes en matière de connaissances	138
12. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	140
Références.....	142
Chapitre 12 : Évolution des apports et de la distribution des déchets solides, autres que les déblais de dragage, dans le milieu marin.....	151
Principales observations	153
1. Activités produisant des déchets marins, notamment des plastiques, des engins de pêche abandonnés, des microparticules et des nanoparticules, et	

	<i>Page</i>
estimation des quantités de ces déchets provenant de la terre, des navires et des installations situées au large des côtes	153
2. Immersion dans la mer, y compris les déchets des navires et les boues d'épuration	171
Références.	178
Chapitre 13 : Changements concernant l'érosion et la sédimentation	185
Principales observations	187
1. Introduction.	187
2. Changements de l'état de l'érosion et de la sédimentation côtières	188
3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	193
4. Principaux changements et conséquences par région	193
5. Perspectives	195
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités	196
Références.	196
Chapitre 14 : Changements concernant les infrastructures côtières et maritimes	201
Principales observations	203
1. Introduction.	203
2. Changements observés dans l'état des infrastructures marines et côtières	204
3. Conséquences pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	207
4. Principaux changements et conséquences par région	208
5. Perspectives	210
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.	212
Références.	212
Chapitre 15 : Changements concernant les pêches de capture et la récolte des invertébrés marins sauvages.	215
Principales observations	217
1. Introduction	217
2. Disparités entre les captures et les débarquements, objectifs de développement durable et pêche artisanale	221
3. Débarquements d'invertébrés	225
4. Niveaux de prises accessoires et effets secondaires	225
5. Pertes de poissons après capture	225
6. Potentiel d'amélioration des pêches	225
7. Les protéines et les huiles marines dans l'agriculture et l'aquaculture	226
8. Pêche illicite, non déclarée et non réglementée.	226
9. Perspectives	228
10. Principales lacunes en matière de connaissances	228

	<i>Page</i>
11. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	229
Références.	229
Chapitre 16 : Changements concernant l'aquaculture	235
Principales observations	237
1. Situation actuelle et principales améliorations	237
2. Aquaculture et environnement	240
3. Aquaculture et société.	241
4. Principales lacunes en matière de connaissances	242
5. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	243
6. Perspectives	243
Références.	244
Chapitre 17 : Changements concernant la récolte et l'exploitation des algues	247
Principales observations	249
1. Introduction.	249
2. Changements observés dans la production et l'utilisation des algues (2012-2017)	250
3. Conséquences des changements dans la récolte et l'utilisation des algues pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	253
4. Principaux changements et conséquences par région	253
5. Perspectives	254
6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités.	254
Références.	255
Chapitre 18 : Changements concernant l'exploitation minière des fonds marins	257
Principales observations	259
1. Introduction.	259
2. Description des changements concernant la finalité et l'ampleur de l'exploitation des fonds marins	262
3. Aspects environnementaux	271
4. Conséquences économiques et sociales	274
5. Besoins en matière de renforcement des capacités	277
Références.	278
Chapitre 19 : Changements concernant la recherche et l'extraction d'hydrocarbures . . .	281
Principales observations	283
1. Introduction	283
2. Exploration et production d'hydrocarbures au large des côtes, et démantèlement d'installations	285
3. Aspects économiques, sociaux et environnementaux de l'exploration et de la production d'hydrocarbures au large des côtes et du démantèlement des installations	288

	<i>Page</i>
4. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités	290
5. L'industrie des hydrocarbures au large des côtes au service de la promotion du développement du secteur des énergies marines renouvelables . .	292
6. Conclusion	293
Références	294
Chapitre 20 : Tendances en matière d'apports de bruit d'origine anthropique dans le milieu marin	297
Principales observations	299
1. Introduction	299
2. Description de l'état environnemental	300
3. Description des conséquences économiques et sociales et des autres changements économiques ou sociaux	308
4. Principaux changements et conséquences par région	308
5. Perspectives	310
6. Principales lacunes en matière de connaissances	312
7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités	313
Références	313
Chapitre 21 : Faits nouveaux concernant les sources d'énergie renouvelable	321
Principales observations	323
1. Introduction	323
2. Situation des énergies marines renouvelables au niveau mondial	324
3. Impacts environnementaux potentiels du développement d'énergies renouvelables marines	329
4. Avantages et impacts socioéconomiques du déploiement des énergies marines renouvelables	332
5. Principales lacunes restantes en matière de connaissances et de renforcement des capacités	334
6. Tendances futures anticipées	336
Références	337
Chapitre 22 : Espèces envahissantes	343
Principales observations	345
1. Introduction	345
2. Base de référence documentée et évolution des espèces non indigènes .	347
3. Conséquences pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être	348
4. Principales bases de référence, changements et conséquences spécifiques à la région	350
5. Perspectives	355
6. Divers	356
Références	357

	<i>Page</i>
Chapitre 23 : Faits nouveaux en matière de recherche et d'exploitation des ressources génétiques marines	363
Principales observations	365
1. Introduction.	365
2. Description des changements intervenus entre 2010 et 2020.	366
3. Conséquences et changements économiques et sociaux.	370
4. Principaux changements par région en matière de connaissances et conséquences	371
5. Lacunes en matière de renforcement des capacités.	371
6. Défis méthodologiques et perspectives	373
7. Ressources génétiques marines et objectifs de développement durable .	374
Références.	376
Chapitre 24 : Les hydrates marins – une nouvelle problématique	381
Principales observations	383
1. Introduction.	383
2. Que sont les hydrates marins ?	383
3. Risques potentiels liés aux hydrates de méthane marins.	386
4. Les hydrates marins comme source d'énergie.	388
5. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités	390
6. Perspectives	390
Références.	390
Chapitre 25 : Effets cumulatifs	395
Principales observations	397
1. Introduction.	397
2. Évaluation des effets cumulatifs	398
3. Applications régionales des évaluations des effets cumulatifs sur le milieu marin : répartition et approches	402
4. Perspectives	406
Références.	413
Sixième partie : Tendances concernant les stratégies de gestion du milieu marin.	421
Chapitre 26 : Faits nouveaux en matière de planification de l'espace marin	423
Principales observations	425
1. Introduction.	425
2. Types de planification de l'espace marin.	426
3. Planification de l'espace marin : une approche progressive de la gestion écosystémique	427
4. Outils de planification de l'espace marin.	428
5. Progrès dans la mise en œuvre de la planification de l'espace marin.	430
Références.	436

	<i>Page</i>
Chapitre 27 : Faits nouveaux en matière de stratégies de gestion	441
Principales observations	443
1. Introduction	443
2. Stratégies de gestion	444
3. Description des progrès concernant les stratégies de gestion des océans	448
4. Outils de gestion visant à soutenir l'atténuation des effets des change- ments climatiques et l'adaptation à ceux-ci, notamment le renforcement de la résilience	458
5. Principales questions par région	460
6. Renforcement des capacités	461
7. Lacunes et perspectives d'avenir	462
8. Perspectives	464
Références	465
Chapitre 28 : Faits nouveaux en matière de connaissance de l'ensemble des bénéfices que l'humanité tire du milieu marin	471
Principales observations	473
1. Introduction	473
2. Les bénéfices et leur répartition	477
3. Désavantages pour les êtres humains	479
4. Menaces pour les services écosystémiques océaniques	479
5. Préserver les bénéfices des océans par la coopération régionale et inter- nationale et une meilleure application du droit international, tel qu'énoncé dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer	480
Références	483
Annexes	487
Annexe I : Membres des équipes de rédaction approuvés initialement par le Bureau. . . .	489
Annexe II : Membres du comité de lecture désignés pour chaque chapitre	497

Première partie

Résumé

Chapitre 1

Résumé global

Contributeurices et contributeurs : Maria João Bebianno, Hilconida Calumpong, Sanae Chiba, Karen Evans, Carlos Garcia-Soto, Osman Keh Kamara, Enrique Marschoff, Essam Yassin Mohammed, Henn Ojaveer, Chul Park, Ylenia Randrianarisoa, Renison Ruwa, Jörn Schmidt, Alan Simcock, Anastasia Strati, Joshua T. Tuhumwire, Ca Thanh Vu, Juying Wang et Tymon Zielinski (Groupe d'experts du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques).

Principales observations

- Notre compréhension de l’océan ne cesse de s’améliorer. Grâce à l’innovation dans les domaines des capteurs et des plateformes d’observation autonomes, le volume de données disponibles a sensiblement augmenté. Les programmes régionaux d’observation ont été élargis et sont mieux coordonnés et plus intégrés.
- Certaines des mesures visant à atténuer ou à limiter les pressions exercées sur l’océan et leurs répercussions ont été améliorées depuis la première Évaluation mondiale de l’océan¹. On peut citer entre autres l’expansion et l’application de cadres de gestion visant à préserver l’environnement marin, notamment par la création d’aires marines protégées, ou encore le renforcement de la gestion de la pollution et des pêches dans certaines régions. Cependant, nombre de pressions découlant d’activités humaines continuent à dégrader l’océan, en particulier des habitats importants tels que les mangroves et les récifs de corail. Ces pressions sont notamment liées aux changements climatiques; aux pratiques de pêche non viables, dont la pêche illégale, non déclarée et non réglementée; à l’introduction d’espèces exotiques envahissantes; à la pollution atmosphérique, facteur d’acidification et d’eutrophisation; à des excès de nutriments et de substances dangereuses, en particulier les plastiques, microplastiques et nanoplastiques; à des niveaux croissants de bruit d’origine anthropique; à une mauvaise gestion de l’aménagement du littoral et de l’extraction des ressources naturelles.
- Les conséquences de ces pressions et leurs effets cumulatifs sont encore mal quantifiés. Faute d’une gestion intégrée des utilisations humaines du littoral et de l’océan, les avantages que l’humanité tire de l’océan, notamment en termes de sécurité alimentaire et de salubrité des aliments, de disponibilité de matières premières, de santé et de bien-être humains, de sécurité du littoral et de préservation des principaux services écosystémiques, risquent d’être de plus en plus compromis.
- Pour mieux gérer les utilisations humaines de l’océan dans une perspective de durabilité, il faudra davantage coopérer et se coordonner en vue de renforcer les capacités dans les régions où le besoin s’en fait sentir, innover dans le domaine des technologies marines, intégrer des systèmes d’observation multidisciplinaires, adopter des cadres de gestion et de planification intégrées et améliorer la disponibilité et l’échange de connaissances et de technologies océanographiques.
- La pandémie de maladie à coronavirus (COVID-19) a un effet majeur sur de nombreuses activités humaines conduites dans l’océan, mais l’on ne mesure pas encore pleinement la portée de ses conséquences sur les interactions entre l’humain et l’océan.

1. Introduction

L’océan recouvre plus de 70 % de la surface de la planète et représente 95 % de la biosphère. Les changements qui y surviennent sont à l’origine de phénomènes météorologiques qui influent à leur tour sur les écosystèmes terrestres et maritimes. L’océan et ses écosystèmes apportent aussi beaucoup à la communauté

mondiale, notamment du point de vue de la régulation du climat, de la protection du littoral, de l’alimentation, de l’emploi, des loisirs et du bien-être culturel. Ces bienfaits sont très largement tributaires de la préservation des processus océaniques, de la biodiversité marine et des services écosystémiques.

¹ Nations Unies, « The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I » (Cambridge, Cambridge University Press, 2017).

Préoccupés par la détérioration de l'état de l'océan, les États Membres de l'Organisation des Nations Unies, par l'intermédiaire de l'Assemblée générale, ont créé le Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques. L'objectif de ce Mécanisme est d'évaluer l'état de l'océan au niveau mondial, les services qu'il rend et la manière dont les activités humaines influent sur lui. La première Évaluation mondiale de l'océan a été menée à bien en 2015. Il en est ressorti que de nombreuses parties de l'océan avaient été fortement altérées, que les problèmes décrits, s'ils n'étaient pas réglés, produiraient un cycle destructeur de dégradation et que l'océan ne pourrait alors plus apporter aux populations nombre des bienfaits dont elles profitaient actuellement. Dans le cadre des travaux prévus pour le deuxième cycle du Mécanisme, trois résumés techniques synthétisant les informations présentées dans la première Évaluation mondiale de l'océan ont été établis sur les thèmes des changements climatiques, de la biodiversité des zones ne relevant pas de la juridiction nationale et de

l'objectif de développement durable n° 14, relatif à la vie aquatique (voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale).

La deuxième Évaluation mondiale de l'océan, qui rend compte de l'évolution de la situation et des changements survenus depuis 2015, fait suite à la première et la complète en décrivant les interactions entre l'humain et l'océan de manière plus approfondie. Elle a été rédigée, pour l'essentiel, avant que ne survienne la pandémie de COVID-19 et il faudra un certain temps pour voir apparaître pleinement les conséquences de cette crise. On y trouvera, chaque fois qu'il y a lieu, une évaluation claire de la manière dont les évolutions et changements opérés depuis la première Évaluation facilitent les progrès accomplis sur la voie des objectifs de développement durable concernés. Elle rend compte également des faits nouveaux et des évolutions pertinents au regard des objectifs sociétaux définis pour la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable (voir la résolution 72/73).

2. Facteurs déterminants

Dans la deuxième Évaluation mondiale de l'océan, les facteurs déterminants sont définis comme les évolutions sociales, démographiques et économiques, y compris l'évolution des modes de vie et des schémas de consommation et de production connexes, dont résultent des pressions sur l'océan (chap. 4). Ces facteurs et ces pressions (et leurs conséquences) entretiennent des liens complexes qui évoluent constamment et produisent des effets cumulatifs. Les facteurs déterminants recensés au chapitre 4 sont les suivants :

a) **Croissance et changements démographiques.** La population mondiale continue de croître, quoique moins rapidement qu'à la fin des années 1960, et le taux de migration internationale augmente également. L'intensité de la pression exercée par la croissance démographique mondiale sur l'environnement marin varie en fonction d'une série d'éléments que sont

notamment le lieu et le mode de vie des populations, leurs modes de consommation et les technologies qu'elles utilisent pour produire de l'énergie, des aliments et d'autres produits, se déplacer et gérer leurs déchets;

b) **Activité économique.** Les économies du monde continuent elles aussi de se développer, même si leur croissance est plus lente qu'elle ne l'était à l'époque de la première Évaluation mondiale, l'industrie et le commerce étant aujourd'hui moins dynamiques qu'alors. En parallèle de la croissance démographique mondiale, la demande de biens et services a augmenté et, avec elle, les niveaux de consommation d'énergie et d'utilisation des ressources. De nombreux pays ont établi des stratégies visant à promouvoir une économie basée sur l'océan (« économie bleue »), ou sont en train de le faire. La santé déclinante

de l'océan et les pressions qu'il subit sont toutefois des obstacles de taille au développement de ces économies bleues;

- c) **Progrès techniques.** Les progrès techniques sont toujours le moteur de gains d'efficacité, de l'expansion des marchés et du renforcement de la croissance économique. Du point de vue de l'environnement marin, l'innovation a donné des résultats positifs (tels que les gains d'efficacité dans la production d'énergie) et négatifs (les surcapacités de pêche);
- d) **Évolution des structures de gouvernance et instabilité géopolitique.** Aux niveaux international et national, le recours à des méthodes de coopération améliorées et l'adoption de mesures efficaces dans certaines régions ont contribué à atténuer certaines des pressions qui pèsent sur l'océan. Toutefois, dans les régions touchées par des conflits liés à l'accès aux ressources et aux frontières maritimes, les politiques et accords axés sur la durabilité peuvent être relégués au second plan;
- e) **Changements climatiques.** Les émissions anthropiques de gaz à effet de serre ont continué d'augmenter, provoquant de nouveaux changements climatiques à long terme dont les effets persisteront pendant des siècles dans tout l'océan. La Conférence des Parties à la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques a reconnu les incidences des changements climatiques dans sa

décision 1/CP.21, par laquelle elle a adopté l'Accord de Paris², qui vise à renforcer l'action menée au niveau mondial face aux menaces dont ces phénomènes sont porteurs.

L'impact de ces cinq facteurs déterminants n'est pas le même partout dans le monde. Les populations humaines ne sont pas également réparties et la croissance démographique varie d'un pays et d'une région à l'autre. Les disparités géographiques en matière de croissance économique se sont creusées depuis les années 1980 et s'accompagnent d'écarts de technologie; certains pays peuvent ainsi extraire des ressources dans des zones auparavant inaccessibles, ce qui risque fort d'intensifier les pressions exercées sur l'océan dans les régions concernées. De nombreuses régions, en particulier celles où se trouvent les pays les moins avancés, n'ont toujours pas accès aux technologies qui les aideraient à utiliser les ressources marines de manière durable³. Les différends régionaux et l'instabilité politique peuvent entraver l'application des traités et des accords mondiaux et régionaux et freiner ainsi la croissance économique, le transfert de technologies et la mise en œuvre de cadres de gestion des utilisations de l'océan. Les effets des changements climatiques ne se font pas non plus sentir de manière uniforme; certaines régions, dont celle de l'océan Arctique, se réchauffent plus rapidement que la moyenne (chap. 5).

3. Nettoyer l'océan

L'insuffisance du traitement des eaux usées et les rejets de polluants causés par l'industrie manufacturière, l'agriculture, le tourisme, les pêches et le transport de marchandises par la mer continuent de faire pression sur l'océan et nuisent à la sécurité alimentaire, à la salubrité des aliments et à la biodiversité marine. Les

déchets marins, depuis les nanomatériaux aux macromatériaux, sont également un problème, puisqu'au-delà des dégâts qu'ils provoquent par leur simple présence, ils peuvent aussi transporter des polluants et des espèces allogènes sur de longues distances (chap. 10 à 12).

² Voir FCCC/CP/2015/10/Add.1, décision 1/CP.21, annexe.

³ Sauf indication contraire, dans le présent rapport, les termes « durable » et « durabilité » sont toujours utilisés dans leur triple sens environnemental, social et économique.

3.1. Liens avec les objectifs de développement durable et la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable

Objectif de développement durable n° 14, cible 1 : D'ici à 2025, prévenir et réduire nettement la pollution marine de tous types, en particulier celle résultant des activités terrestres, y compris les déchets en mer et la pollution par les nutriments

Résultat de la Décennie pour les sciences océaniques :

L'océan est propre : les sources de pollution sont connues, réduites ou éliminées

Les concentrations de certains polluants (par exemple les polluants organiques persistants et les métaux) diminuent dans certaines régions, mais le volume de données disponibles sur la question varie d'une zone à l'autre. Nous ne savons pas tout des nouveaux types de polluants, ni même des polluants déjà reconnus. Dans plusieurs régions, les capacités manquent pour établir et faire appliquer des stratégies systématiques et cohérentes visant à prévenir et à contrôler le rejet de polluants dans l'océan (chap. 10 à 12 et chap. 20).

Le tableau 1 illustre comment les progrès accomplis sur la voie d'autres objectifs de développement durable permettront d'atteindre plus facilement la cible 14.1, et le tableau 2 montre qu'en atteignant cette cible, il sera plus facile d'accomplir des progrès sur la voie d'autres objectifs.

3.2. Pollution par les nutriments

Les apports anthropiques d'azote et de phosphore dans les écosystèmes côtiers, qu'ils proviennent de rejets directs ou des eaux de ruissellement, des eaux de rivière et de l'atmosphère, ont globalement continué à augmenter, même si un contrôle plus étroit permet d'en limiter l'introduction dans certaines étendues d'eau. Du fait de ces apports excessifs de nutriments, l'eutrophisation s'aggrave et le nombre

de zones hypoxiques (parfois désignées sous le nom de « zones mortes ») dans le monde a augmenté pour s'établir à environ 700 en 2019, contre 400 en 2008. Les écosystèmes les plus touchés sont notamment la partie septentrionale du golfe du Mexique, la mer Baltique et la mer du Nord, le golfe du Bengale, la mer de Chine méridionale et la mer de Chine orientale. On estime que les apports d'azote d'origine anthropique vont doubler pendant la première moitié du XXI^e siècle. De plus, la désoxygénation devrait s'intensifier sous l'effet de la hausse des températures océaniques et des modifications de la stratification et des courants provoquées par les changements climatiques (chap. 5), en particulier dans les régions côtières de l'Afrique, de l'Amérique du Sud, de l'Asie du Sud et du Sud-Est et de l'Océanie (chap. 10).

3.3. Substances dangereuses

Le développement industriel et l'agriculture ont continué de s'intensifier et entraînent le rejet dans l'océan de substances dangereuses, dont certaines sont d'un type nouveau. Il s'agit notamment des produits pharmaceutiques, des produits de soins corporels et des nanomatériaux que les installations de traitement des eaux usées de nombreuses régions du monde ne permettent pas de filtrer. On détecte de plus en plus de produits pharmaceutiques et de produits de soins corporels dans l'océan, y compris dans l'océan Arctique et dans l'océan Austral. Il est avéré que certains de ces produits nuisent à la flore et à la faune, mais on ignore la portée de leurs effets sur les organismes marins, en grande partie parce que ceux-ci ne font généralement pas l'objet d'un suivi (chap. 11).

Bien que la Convention de Stockholm sur les polluants organiques persistants⁴ ait globalement eu un effet positif sur les concentrations relevées dans le monde, on continue de détecter ces polluants dans des zones et des espèces marines éloignées des lieux où ils sont produits et utilisés. Même de faibles concentrations suffisent à compromettre la réussite de reproduction des espèces marines,

⁴ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 2256, n° 40214.

dont les phoques de l'Arctique. Dans la plupart des régions océaniques, on ne dispose pas d'informations sur les dynamiques actuelles (chap. 11).

Grâce à la Convention de Minamata sur le mercure⁵, les concentrations mondiales de mercure ont globalement diminué, comme en témoigne la réduction de la quantité de mercure présente dans l'océan dans la plupart des régions. On a toutefois constaté une hausse de la concentration de certains métaux dans des organismes de niveaux trophiques supérieurs. Pour mieux cerner l'évolution des concentrations de métaux, il faudra procéder à des analyses chronologiques de portée étendue dans les eaux côtières et notamment étudier les niveaux de nanoparticules métalliques dans l'océan (chap. 11).

Les concentrations relevées pour la plupart des substances radioactives continuent de diminuer à mesure que les substances rejetées par le passé se dégradent. Aucun accident nucléaire majeur n'est survenu depuis 2011 et les rejets provenant des usines européennes de retraitement du combustible irradié continuent de diminuer sensiblement. De plus petites quantités de radionucléides sont toujours rejetées par les réacteurs de puissance situés dans 30 pays (chap. 11).

Le nombre d'accidents de transport maritime enregistrés dans le monde a encore baissé : entre 2014 et 2018, le nombre moyen de navires d'un tonnage brut supérieur à 100 perdus en mer était de 88, contre 120 en moyenne sur les cinq années antérieures. On progresse également dans la réduction de la pollution atmosphérique causée par les navires. Le nombre de marées noires est resté faible. En moyenne, on a enregistré chaque année 6 déversements d'hydrocarbures de plus de sept tonnes provenant de pétroliers entre 2010 et 2018, contre une moyenne annuelle de 18 marées noires pendant la décennie antérieure. Les installations pétrolières et gazières offshore rejettent également des hydrocarbures dans le milieu

marin mais l'on ignore encore ce qu'en seront les effets à long terme (chap. 11 et 19).

3.4. Déchets solides

Le volume de déchets solides (y compris les déchets marins) introduits dans l'océan à la suite de rejets accidentels ou d'immersions intentionnelles n'est souvent pas quantifié. Les matières plastiques représentent jusqu'à 80 % des déchets marins; on estime que le volume annuel de plastique charrié par les rivières jusque dans l'océan se situe entre 1,15 million et 2,41 millions de tonnes. On a constaté la présence de plastiques dans plus de 1 400 espèces marines. Si l'on en sait moins sur les effets des microplastiques (fragments de moins de 5 millimètres) et les nanoplastiques (fragments de moins de 100 nanomètres), on a observé que les seconds pénétraient les cellules des organismes. Ces deux groupes de plastiques peuvent être dérivés de la décomposition de macroplastiques ou fabriqués intentionnellement (pour utilisation, par exemple, dans les produits de soins corporels). Les déversements de boues d'épuration et de déchets organiques et inorganiques restent limités. Les premiers continuent de diminuer du fait de l'application de la Convention de 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets (Convention de Londres⁶) et du Protocole de 1996 y relatif⁷, ainsi que de nombreuses conventions régionales. Cela étant, les informations communiquées au titre de ces accords restent insuffisantes et il n'est donc pas possible d'évaluer exactement l'ampleur des immersions. Les munitions immergées en mer exposent toujours l'écosystème marin et les pêcheurs qui les prendraient dans leurs filets à des risques de faible intensité. De récents travaux de recherche tendent toutefois à indiquer que les rejets de composés provenant de munitions pourraient avoir des effets génétiques et métaboliques sublétaux sur les organismes marins (chap. 12).

⁵ UNEP(DTIE)/Hg/CONF/4, annexe II. La Convention est entrée en vigueur le 16 août 2017.

⁶ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1046, n° 15749.

⁷ Le Protocole de Londres est entré en vigueur le 24 mars 2006.

3.5. Bruit

Le bruit d'origine anthropique produit dans l'océan provient de sources diverses (par ex. navires, activités d'exploration et d'extraction pétrolières et gazières, activités industrielles et sonars) et son niveau varie dans l'espace et le temps. Les régions les plus touchées sont celles où l'on fait un usage industriel intensif de l'océan, à savoir notamment le golfe du Mexique, la mer du Nord et l'océan Atlantique. Contrairement à bien d'autres sources de pollution marine, le bruit disparaît de l'environnement dès le retrait de sa source. Depuis les 20 dernières années, on comprend mieux les impacts du bruit anthropique sur la biodiversité marine; toute une série d'effets directs et indirects ont été observés dans plusieurs taxons, depuis le zooplancton jusqu'aux mammifères marins. Dans le même mouvement, on a pris conscience qu'il fallait suivre les niveaux de bruit produit dans l'environnement marin et repérer et atténuer ses conséquences. Des efforts sont faits pour réduire le bruit émis par des sources diverses, mais l'exploitation de plus en plus intense qui est faite de l'océan risque d'en annuler les effets (chap. 20).

3.6. Principales lacunes en ce qui concerne les connaissances et le renforcement des capacités

Il est urgent d'élaborer des méthodes permettant d'harmoniser le suivi des polluants, y compris le bruit, et les ensembles de données disponibles, pour pouvoir évaluer les variations des niveaux de pollution sur les plans spatial et temporel et définir des priorités à cet égard. C'est par le renforcement des capacités que l'on parviendra à réduire les quantités de polluants dans l'océan, notamment grâce à des modes de production plus propres, à des technologies moins bruyantes et à des outils de traitement des eaux usées moins coûteux et pouvant être facilement déployés. Pour éviter les redondances et faciliter l'évaluation des risques et la modélisation, il serait souhaitable de créer une base de données générale des substances dangereuses et de fixer un niveau de référence du bruit ambiant. La portée de la pollution marine transfrontière est encore mal évaluée dans de nombreuses régions du monde. C'est particulièrement vrai pour ce qui est des polluants atmosphériques; il importe donc de recueillir des données plus précises sur leurs émissions et leur circulation. En dernier lieu, il nous faut en apprendre bien davantage sur les effets de la pollution, y compris du bruit anthropique, sur l'environnement marin (chap. 10 à 12 et chap. 20).

4. Protéger les écosystèmes marins

Les principales menaces qui pèsent sur les écosystèmes marins émanent d'activités humaines telles que la pêche, l'aquaculture, le transport maritime, l'extraction de sable et l'extraction minière, l'exploitation pétrolière et gazière, la construction d'infrastructures d'exploitation des énergies renouvelables, le développement des infrastructures côtières et la pollution associée à ces activités, y compris les émissions de gaz à effet de serre.

4.1. Liens avec les objectifs de développement durable et la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable

Objectif de développement durable n° 14, cible 2 : D'ici à 2020, gérer et protéger durablement les écosystèmes marins et côtiers, notamment en renforçant leur résilience, afin d'éviter les graves conséquences de leur dégradation et prendre

des mesures en faveur de leur restauration pour rétablir la santé et la productivité des océans

Objectif de développement durable n° 14, cible 5 : D'ici à 2020, préserver au moins 10 pour cent des zones marines et côtières, conformément au droit national et international et compte tenu des meilleures informations scientifiques disponibles

Résultats de la Décennie pour les sciences océaniques :

L'océan est sain et résilient : les écosystèmes marins sont compris, protégés, restaurés et gérés

Nombre d'espèces et d'habitats marins subissent toujours les conséquences néfastes de pressions d'origine anthropiques qui vont s'intensifiant (chap. 6A à G et chap. 7A à Q; voir également la section 5 du présent document). La répartition et l'état des espèces et des habitats et la manière dont ils sont touchés par les pressions anthropiques sont de mieux en mieux compris. En 2020, les aires marines protégées représentaient 18 % des zones situées dans les limites de la juridiction nationale, soit environ 8 % de l'océan dans son ensemble, tandis que l'on avait protégé environ 1 % des zones ne relevant pas de la juridiction nationale (chap. 27).

Le tableau 1 illustre comment les progrès accomplis sur la voie d'autres objectifs de développement durable permettront d'atteindre plus facilement les cibles 14.2 et 14.5, et le tableau 2 montre qu'en atteignant ces cibles, il sera plus facile d'accomplir des progrès sur la voie d'autres objectifs.

La protection des écosystèmes marins est inscrite dans plusieurs accords internationaux, dont la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer⁸ et la Convention sur la diversité biologique⁹, ainsi que dans des conventions régionales et dans les législations nationales. Malgré les objectifs définis dans ces textes, l'état de bien des espèces et habitats marins continue de se détériorer partout dans le monde, ce qui compromet le fonctionnement des écosystèmes. À cela s'ajoutent les conséquences des changements climatiques : réchauffement de l'océan,

acidification, modification des courants, diminution des concentrations d'oxygène dissous et amplification du cycle hydrologique. En conséquence, les transferts de nutriments qui s'opèrent entre les eaux de surface et les fonds marins dans le cadre du processus de productivité primaire s'amointrissent. Partout dans le monde, quelque 2 000 espèces marines ont été introduites dans un milieu autre que leur milieu naturel en raison d'activités humaines (chap. 5, 6A à G, 7A à Q et 22).

Les cadres de gestion visant à protéger les écosystèmes marins répondent souvent à une perspective sectorielle et les objectifs de protection de l'environnement marin qui y sont définis peuvent donc diverger. Il existe des outils de gestion par zone (tels que les aires marines protégées et les interdictions de pêche ciblées) et des outils de portée plus générale (par ex. contrôle des émissions au niveau mondial, contrôle des prises et des activités de pêche et autres restrictions techniques). Les stratégies de gestion procèdent de moins en moins souvent d'une approche sectorielle pour mieux tenir compte des multiples interactions entre questions d'écologie et questions sociales, économiques et culturelles. Dans le cadre d'une approche écosystémique, on intègre ainsi les dimensions environnementales, sociales et économiques aux niveaux mondial, régional, national ou local. Les cadres de gestion s'appuient de plus en plus sur les données culturelles, aussi bien aux fins de la gestion au niveau local que de la protection de la dimension culturelle de l'environnement marin. Ces données recouvrent des sujets divers et parfois abstraits, telles que les utilisations traditionnelles des ressources marines, les voies maritimes, les compétences de navigation d'antan, les identités, légendes, rituels, croyances et pratiques maritimes, les qualités esthétiques de l'océan et son pouvoir d'inspiration, le patrimoine culturel ou encore les lieux qui revêtent une importance spirituelle, sacrée ou religieuse (chap. 27).

Dans certaines régions, en particulier en Asie du Sud-Est, on s'emploie à développer les

⁸ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1833, n° 31363.

⁹ *Ibid.*, vol. 1760, n° 30619.

« infrastructures bleues » et à adopter des solutions fondées sur la nature dans l'optique de concilier développement et protection du littoral et protection de l'habitat et de l'environnement (chap. 8A, 13 et 14).

4.2. Écosystèmes côtiers

Malgré l'augmentation du nombre d'aires marines protégées et l'expansion des sites Ramsar¹⁰, les mangroves (hors Mer Rouge) et les herbiers de phanérogames marines (en particulier en Asie du Sud-Est) continuent de périliter. La proportion d'espèces quasi menacées s'établit à 19 % dans les premières et à 21 % dans les seconds. Les récifs de corail tropicaux et subtropicaux et les forêts de laminaires du monde entier souffrent de plus en plus des effets combinés du réchauffement de l'océan et des activités humaines. Au cours des dernières années, les récifs de corail ont été massivement frappés chaque année par le blanchiment, tandis que des vagues de chaleur marines (chap. 9) ont entraîné une dégradation rapide des forêts de laminaires (chap. 6G, 7D et 7H).

Au total, environ 6 % des espèces connues de poissons et presque 30 % des éla-smobran-ches sont inscrits sur la liste des espèces vulnérables ou quasi menacées. Pour ce qui est des mammifères marins, la situation au niveau mondial varie; 75 % des espèces de certains groupes (siréniens, dauphins d'eau douce, ours polaires et loutres) sont considérées comme vulnérables, en danger ou en danger critique. De nombreuses espèces de grandes baleines historiquement mises à mal par la pêche sont en train de se reconstituer grâce aux mesures d'interdiction et à la réglementation des prises commerciales et aux plans nationaux de sauvegarde. L'état de conservation des reptiles marins a sensiblement varié à l'échelle mondiale : dans plusieurs régions, certaines populations ont augmenté sous l'effet des mesures de protection, mais ailleurs, d'autres déclinent toujours en raison de menaces qui persistent ou s'aggravent. L'état global de conservation

des oiseaux marins s'est détérioré : plus de 30 % des espèces de cette catégorie sont maintenant considérées comme vulnérables, en danger ou en danger critique (chap. 6C à F).

4.3. Écosystèmes de pleine mer et des grands fonds¹¹

Les effets du réchauffement de l'océan, de son acidification, de la désoxygénation et de la pollution marine continuent de se faire sentir en pleine mer. Des nutriments en provenance du fleuve Amazone charriés à la surface par des remontées d'eau au large des côtes d'Afrique de l'Ouest semblent avoir alimenté une efflorescence massive de sargasse flottante : ce radeau d'algues de plus de 20 millions de tonnes a commencé à se développer en 2011 dans l'océan Atlantique équatorial et s'étendait sur plus de 8 850 km en 2018 (chap. 7N, 10 et 12).

On en a appris davantage sur la répartition des coraux d'eau froide, dont on sait à présent qu'ils se forment le long des marges continentales, des dorsales médio-océaniques et des monts sous-marins du monde entier. Ces reliefs et d'autres éléments des fonds marins (monts sous-marins, pinacles, dorsales, fosses océaniques, événements hydrothermaux et suintements froids) sont toujours menacés par la pêche, les forages pétroliers en mer, l'exploitation minière des grands fonds marins et la pollution, notamment due aux déchets plastiques et, dans une moindre mesure, par les changements climatiques. Grâce à des efforts faits pour limiter la pêche au chalut de fond et créer des aires marines protégées dans les zones où se forment des coraux d'eau froide, certaines communautés de coraux dégradés ont pu se reconstituer partiellement. Cependant, ce type d'habitat peut mettre des dizaines d'années et même des siècles à se rétablir et les dynamiques positives sont donc difficiles à repérer (chap. 7E, 7L, 7O et 7P).

¹⁰ Voir la Convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau (Nations Unies, *Recueil des traités*, vol. 996, n° 14583).

¹¹ Voir chap. 2, section 4, pour une définition des termes « pleine mer » et « grands fonds ».

4.4. Principales lacunes en ce qui concerne les connaissances et le renforcement des capacités

Depuis 2015, on découvre en moyenne une nouvelle espèce de poisson par semaine – preuve de tout ce qu’il nous reste encore à découvrir. Bien que la composition et le fonctionnement des écosystèmes soient aujourd’hui mieux connus qu’ils ne l’étaient au moment de la première Évaluation, des lacunes restent encore à combler, notamment en ce qui concerne les écosystèmes des grands fonds et les espèces planctoniques et benthiques de pleine mer. Certains aspects de la biologie et de l’écologie des espèces côtières, en particulier celles des eaux territoriales des pays en développement, restent aussi à éclaircir. Il n’existe pas de structure organisée chargée d’étudier les quelque 2 000 espèces allogènes qui ont proliféré dans de nouvelles zones en raison des activités humaines et de leurs répercussions sur les écosystèmes naturels. On n’a évalué l’état de conservation que de moins de 1 % des

espèces de macroalgues (chap. 6A à C, 6G, 7N, et 22).

Il est largement admis que l’approche écosystémique est un outil efficace de gestion des répercussions de l’activité humaine, mais il convient d’en faire plus dans les domaines de la recherche et du renforcement des capacités pour mettre tout son potentiel au service de l’océan. Dans de nombreuses régions, on ne dispose pas des informations qui permettraient de cerner les liens de cause à effet écologiques et de les concilier avec les priorités socioéconomiques au moment de la prise de décision. Le renforcement de la collaboration en matière de suivi facilitera la mise en commun des capacités entre les secteurs et les institutions, pour plus d’efficacité sur les plans du suivi et des données et des informations. En renforçant les capacités mises au service de la compréhension et de la mise en œuvre des stratégies de gestion, les Gouvernements et les autres parties prenantes seront mieux à même d’appréhender les différentes possibilités envisageables en matière de gestion et de gouvernance des zones marines (chap. 27).

5. Comprendre l’océan pour pouvoir en faire une gestion durable

Pour utiliser l’océan de manière durable, il faut comprendre le détail de ses processus et de son fonctionnement et disposer d’ensembles d’information cohérents sur les effets des activités humaines (chap. 8A et 27).

5.1. Liens avec les objectifs de développement durable et la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable

Objectif de développement durable n° 14, cible 3 : Réduire au maximum l’acidification des océans et lutter contre ses effets, notamment en renforçant la coopération scientifique à tous les niveaux

Objectif de développement durable n° 14, cible a : Approfondir les connaissances scientifiques, renforcer les moyens de recherche et transférer

les techniques marines, conformément aux Critères et principes directeurs de la Commission océanographique intergouvernementale concernant le transfert de techniques marines, l’objectif étant d’améliorer la santé des océans et de renforcer la contribution de la biodiversité marine au développement des pays en développement, en particulier des petits États insulaires en développement et des pays les moins avancés

Résultats de la Décennie pour les sciences océaniques :

- L’océan est prévisible : la société comprend les changements qui l’affectent et sait y répondre
- L’océan est accessible : l’accès aux données, à l’information, aux technologies et à l’innovation est libre et équitable
- L’océan inspire et mobilise : la société reconnaît l’importance de l’océan, qui participe au bien-être de l’humanité et au développement durable.

L'océan s'acidifie du fait de l'absorption continue, quoiqu'irrégulière, de dioxyde de carbone. Conjugué à d'autres pressions, ce phénomène a des effets néfastes sur une vaste série d'organismes, en particulier ceux qui forment des coquilles de carbonate de calcium, et peut altérer la biodiversité et la structure de l'écosystème. S'ajoutant à la hausse des températures, à l'élévation du niveau de la mer, à la désoxygénation et à la multiplication des phénomènes climatiques extrêmes, l'acidification de l'océan menace les biens produits et les services rendus par les écosystèmes côtiers (chap. 5 et 9).

Le corpus de connaissances scientifiques sur l'océan, son fonctionnement et les effets des pressions qu'il subit s'étoffe plus rapidement que jamais. Pourtant, des lacunes restent à combler sur le plan des connaissances et du renforcement des capacités dans de nombreuses parties de l'océan, tout particulièrement dans les zones ne relevant pas de la juridiction nationale. On commence tout juste à quantifier les effets cumulatifs des pressions exercées sur l'océan et à établir des indicateurs exhaustifs et normalisés concernant la santé de l'océan. Il est indispensable de donner à tous les moyens d'accéder aux connaissances scientifiques et de s'en servir pour appliquer des approches intégrées permettant de gérer l'impact des activités humaines sur l'océan (chap. 3, 25 et 27).

Le tableau 1 illustre comment les progrès accomplis sur la voie d'autres objectifs de développement durable permettront d'atteindre plus facilement les cibles 14.3 et 14.a, et le tableau 2 montre qu'en atteignant ces cibles, il sera plus facile d'accomplir des progrès sur la voie d'autres objectifs.

5.2. État des connaissances scientifiques à l'échelle mondiale

Les innovations techniques et les progrès de l'ingénierie dans les domaines des capteurs et des plateformes d'observation autonomes ont permis de recueillir des données océaniques de meilleure résolution temporelle et spatiale, y compris dans des zones reculées. La disponibilité de capteurs abordables et faciles à utiliser, les applications mobiles, le

renforcement de la participation citoyenne et l'installation de capteurs sur des navires non scientifiques facilitent également la collecte d'observations plus nombreuses. De ce fait, on comprend mieux les systèmes physiques et biogéochimiques de l'océan et la manière dont celui-ci évolue sous l'effet des changements climatiques, et les capacités de modélisation aux échelles mondiale et régionale ont été renforcées (chap. 3 et 5).

L'accent mis sur le réseautage et la coordination des programmes régionaux d'observation ont favorisé la constitution d'un corpus intégré d'observations mondiales sur l'océan. Les méthodes d'observation sont également en passe d'être normalisées et harmonisées dans le cadre d'initiatives internationales. Des plateformes d'échange des bonnes pratiques relatives à l'observation de l'océan, de mise en commun des données et de dialogue entre spécialistes ont également été mises en place, l'objectif étant de mieux utiliser les données relatives à l'océan dans l'intérêt de la société (chap. 3).

5.3. Gestion durable

Au cours des 20 dernières années, de nombreux cadres d'évaluation des interactions entre activité humaine et phénomènes naturels (« effets cumulatifs ») ont été établis à partir d'approches et de terminologies diverses et appliqués à différentes échelles. Reposant notamment sur des études d'impact sur l'environnement et des évaluations stratégiques environnementales, ces cadres sont des outils précieux de planification de l'espace marin et de gestion des ressources marines (chap. 25 à 27).

Les cadres de planification et de gestion recouvrent toute une gamme de processus mais ont des objectifs communs, à savoir : identifier les utilisateurs de l'environnement marin, planifier leurs activités et les réglementer, sous une forme ou une autre, dans la perspective d'une utilisation durable de l'océan. En règle générale, les activités de planification spatiale marine les plus efficaces font intervenir toutes les autorités compétentes et parties prenantes et tiennent compte de perspectives

économiques, environnementales et sociales. On s'efforce de mieux tenir compte des questions sociales et des valeurs socio-culturelles dans les cadres de gestion, mais leur nombre et leur hétérogénéité rendent l'exercice difficile. La meilleure solution est encore de solliciter les populations concernées; il faut ainsi mettre en avant, dans les approches écosystémiques de la gestion de l'océan, une démarche locale qui en respecte les dimensions culturelles. Les avantages que présente la gestion au niveau local sont apparus plus clairement à mesure que l'on a gagné en compréhension des droits, des régimes de propriété et des utilisations traditionnelles et autochtones des environnements marins côtiers. La culture peut être un puissant levier d'action; elle est à la fois une dimension à gérer et à suivre et la pierre d'angle potentielle d'approches écosystémiques tenant compte des questions de gestion dans une perspective de développement durable (chap. 26 et 27).

5.4. Principales lacunes en ce qui concerne les connaissances et le renforcement des capacités

À l'échelle mondiale, on manque parfois de données auxquelles adosser une approche de gestion écosystémique. La plupart des travaux de recherche et des informations disponibles (si l'on se fie au nombre de publications) concernent l'océan Atlantique Nord, l'océan Pacifique Nord et l'océan Arctique. La recherche océanographique est parfois freinée par le manque d'infrastructures et de capacités professionnelles; le volume de

connaissances scientifiques disponibles varie donc selon les régions et les pays. Pour mieux suivre les grandes évolutions des environnements physiques et biogéochimiques et leurs incidences sur les écosystèmes et la société, il faut pouvoir compter sur des systèmes d'observation multidisciplinaires plus intégrés et sur des modèles plus perfectionnés. Pour assurer la pérennité de ces systèmes, il faudra concevoir des stratégies de financement innovantes (chap. 3).

La plupart du temps, l'évaluation des effets cumulatifs est centrée sur les activités menées dans l'environnement marin à l'heure actuelle et par le passé. De la même manière, la planification de l'espace marin concerne souvent des zones en cours d'exploitation. De nombreux cadres de gestion sont appliqués à des activités d'extraction et d'utilisation de ressources en cours et procèdent donc nécessairement d'une approche rétrospective. Il nous faut concevoir des évaluations à visée « prévisionnelle » permettant d'éclairer la planification des activités à venir et de concevoir des modes de gestion adaptés aux conditions futures et respectueux des écosystèmes et du bien-être humain. C'est là une tâche difficile qui demandera des efforts substantiels. Renforcement des capacités de coopération transfrontière, consolidation des capacités scientifiques et stratégiques, amélioration de la coordination entre les sciences sociales et les sciences naturelles et entre le monde scientifique et la société civile et prise en compte des savoirs traditionnels, des cultures et de l'histoire sociale sont des aspects indispensables d'une gestion holistique (chap. 25 à 27).

6. Veiller à la sécurité face à l'océan

Une multitude de phénomènes survenant dans l'océan et en surface menacent celles et ceux qui vivent à proximité ou en dépendent pour s'alimenter. On peut penser par exemple aux tsunamis, aux ondes de tempêtes, aux vagues scélérates, aux cyclones, aux ouragans et aux typhons, aux inondations côtières, à l'érosion, aux vagues de chaleur marines ou encore à la prolifération d'algues à toxines. L'océan influe

largement sur la variabilité hydrologique, notamment sur les épisodes de sécheresse ou de pluie enregistrés d'une saison ou d'une année à l'autre (ou sur des cycles plus longs) (chap. 9). Combinés aux différents effets des substances dangereuses et de l'excès de nutriments, ces phénomènes peuvent compromettre la sécurité alimentaire et le développement économique durable.

6.1. Liens avec les objectifs de développement durable et la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable

Objectif de développement durable n° 14, cible 1 : D'ici à 2025, prévenir et réduire nettement la pollution marine de tous types, en particulier celle résultant des activités terrestres, y compris les déchets en mer et la pollution par les nutriments

Objectif de développement durable n° 14, cible 3 : Réduire au maximum l'acidification des océans et lutter contre ses effets, notamment en renforçant la coopération scientifique à tous les niveaux

Résultat de la Décennie pour les sciences océaniques :

L'océan est sûr : la vie et les moyens de subsistance sont protégés des dangers qui pèsent sur lui ou en émanent

Du fait des changements climatiques, vagues de chaleur marines, cyclones tropicaux, ouragans et typhons se font plus fréquents et plus intenses, mais cette dynamique peut être freinée par des efforts d'atténuation des changements climatiques. Comme indiqué plus haut, l'océan est un facteur clé de la variabilité hydrologique. Dans certaines régions, la construction de barrages et de réservoirs réduit de plus de moitié les flux de sédiments charriés vers les côtes, entraînant l'érosion des deltas et des côtes adjacentes. Les algues à toxines prolifèrent plus fréquemment en raison de l'eutrophisation. Le nombre de polluants dans l'océan continue d'augmenter, et avec lui la complexité des cocktails de produits auxquelles les biotes sont exposés et que l'on retrouve dans les systèmes alimentaires (chap. 9 à 11 et chap. 13).

Le tableau 1 illustre comment les progrès accomplis sur la voie d'autres objectifs de développement durable permettront d'atteindre plus facilement les cibles 14.1 et 14.3, et le tableau 2 montre qu'en atteignant ces cibles, il sera plus facile d'accomplir des progrès sur la voie d'autres objectifs.

6.2. Aléas océaniques

Les changements climatiques, qui s'ajoutent aux menaces chroniques que sont par exemple les tsunamis, touchent de plus en plus souvent des zones et des populations jusqu'alors préservées de l'élévation du niveau de la mer, qui peut aussi exacerber l'érosion du littoral. Les précipitations, les vents et les fluctuations extrêmes du niveau de la mer associés aux cyclones tropicaux ont augmenté au cours des dernières décennies, tout comme le nombre annuel de cyclones tropicaux de catégorie 4 ou 5 enregistrés dans le monde. Les orages empruntent de nouvelles trajectoires et mettent en péril des zones antérieurement épargnées. La gestion des risques associés à ces changements de trajectoire et d'intensité est un véritable défi, parce qu'ils rendent toute alerte rapide difficile et que les populations concernées ne veulent pas toujours réagir (chap. 9 et 13).

Au cours des 20 dernières années, les vagues de chaleur marines ont frappé les organismes et les écosystèmes marins de tous les bassins océaniques. Ces phénomènes devraient gagner en fréquence, en durée, en portée et en intensité sous l'effet du réchauffement de la planète. Certains organismes, pêcheries et écosystèmes n'y résisteront pas, ce qui ne manquera pas d'avoir un effet domino sur les économies et les sociétés. L'érosion du littoral, qui peut résulter par exemple de la diminution des quantités de sédiments fluviaux charriés jusqu'à la côte, elle-même causée par l'évolution de la gestion fluviale, l'exploitation des sables côtiers et le blocage de la dérive littorale par les infrastructures côtières, est source de problèmes de plus en plus nombreux. Ces problèmes sont encore aggravés par les modifications du profil littoral découlant de la destruction des mangroves, des marais salants et des îles-barrières. Les quantités d'azote et de phosphore introduites dans les écosystèmes côtiers par le ruissellement fluvial ou les retombées atmosphériques ont augmenté, conséquence de l'utilisation d'engrais de synthèse, de la combustion de combustibles fossiles et du déversement direct de déchets urbains. En découle une prolifération plus fréquente d'algues néfastes, y compris d'algues

à toxines, qui peuvent notamment rendre les crustacés et les poissons toxiques et entraîner chez l'humain une paralysie ou d'autres maladies (chap. 9, 10 et 13).

6.3. Principales lacunes en ce qui concerne les connaissances et le renforcement des capacités

Il est indispensable de mieux comprendre l'océan et ses interactions avec l'atmosphère pour mieux protéger l'humanité des phénomènes météorologiques extrêmes. Nous devons également en apprendre davantage sur les dynamiques côtières et sur l'ampleur,

l'évolution et la répartition de la pollution. Pour réduire les risques liés aux aléas océaniques, il convient de renforcer et d'harmoniser les systèmes d'alerte, comme indiqué dans le Cadre de Sendai pour la réduction des risques de catastrophe (2015-2030)¹². Il faut ainsi perfectionner les systèmes de prévision des aléas, renforcer les dispositifs d'alerte et la planification des interventions d'urgence et établir des cadres de préparation, dans l'optique d'agir rapidement à l'appui des populations touchées. Cela suppose de pouvoir compter sur des systèmes intégrés permettant d'anticiper et de détecter des dangers multiples et d'y réagir (chap. 9 à 14).

7. Alimentation durable issue de l'océan

Les protéines animales issue de la mer constituent environ 17 % de toutes les protéines animales consommées par les humains et représentent environ 12 % des moyens de subsistance humains. Elles sont largement issues de la pêche sauvage, mais la contribution de l'aquaculture à la sécurité alimentaire augmente rapidement et présente un potentiel de croissance plus important que la pêche de capture. Les pratiques de pêche sont la cause de multiples facteurs de stress sur le milieu marin dans de nombreuses régions, et l'expansion de l'aquaculture entraîne des pressions nouvelles ou accrues sur les écosystèmes marins, en particulier dans les zones côtières (chap. 15 à 17).

7.1. Liens avec les objectifs de développement durable et la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable

Objectif de développement durable n° 14, cible 4 : D'ici à 2020, réglementer efficacement la pêche,

mettre un terme à la surpêche, à la pêche illicite, non déclarée et non réglementée et aux pratiques de pêche destructrices et exécuter des plans de gestion fondés sur des données scientifiques, l'objectif étant de rétablir les stocks de poissons le plus rapidement possible, au moins à des niveaux permettant d'obtenir un rendement constant maximal compte tenu des caractéristiques biologiques

Objectif de développement durable n° 14, cible 6 : D'ici à 2020, interdire les subventions à la pêche qui contribuent à la surcapacité et à la surpêche, supprimer celles qui favorisent la pêche illicite, non déclarée et non réglementée et s'abstenir d'en accorder de nouvelles, sachant que l'octroi d'un traitement spécial et différencié efficace et approprié aux pays en développement et aux pays les moins avancés doit faire partie intégrante des négociations sur les subventions à la pêche menées dans le cadre de l'Organisation mondiale du commerce¹³

Objectif de développement durable n° 14, cible 7 : D'ici à 2030, faire bénéficier plus largement les petits États insulaires en développement et les pays les moins avancés des retombées économiques de l'exploitation durable des ressources marines, notamment grâce à une gestion durable des pêches, de l'aquaculture et du tourisme

¹² Résolution 69/283 de l'Assemblée générale, annexe II.

¹³ Compte tenu des négociations menées dans le cadre de l'Organisation mondiale du commerce, du Programme de Doha pour le développement et du mandat ministériel de Hong Kong.

Objectif de développement durable n° 14, cible b : Garantir aux petits pêcheurs l'accès aux ressources marines et aux marchés

Résultat de la Décennie pour les sciences océaniques:

L'océan est productif : il permet un approvisionnement alimentaire et une économie océanique durables

Le tableau 1 illustre comment les progrès accomplis sur la voie d'autres objectifs de développement durable permettront d'atteindre plus facilement les cibles 14.4, 14.6, 14.7 et 14.b, et le tableau 2 montre qu'en atteignant ces cibles, il sera plus facile d'accomplir des progrès sur la voie d'autres objectifs.

7.2. Pêches de capture marines

Entre 2012 et 2017, les quantités débarquées estimées des pêches de capture marines ont augmenté de 3 % pour atteindre 80,6 millions de tonnes, évaluées à 127 milliards de dollars (aux prix de 2017). Environ 33 % des stocks halieutiques du monde, en particulier aux niveaux trophiques supérieurs, sont classés comme étant exploités à un niveau biologiquement non durable, et près de 60 % sont exploités au niveau maximal admissible¹⁴. La viabilité de nombreuses pêches de capture dans le monde continue d'être menacée par la surexploitation, la surcapacité, une gestion inefficace, des subventions préjudiciables, les captures accessoires, en particulier d'espèces menacées d'extinction et protégées, et par la pêche illicite, non déclarée et non réglementée, tandis que la dégradation continue des habitats et la perte d'engins de pêche créent des pressions supplémentaires sur l'environnement marin. On estime que la surpêche a entraîné une perte annuelle de 88,9 milliards de dollars en bénéfices nets. On continue d'observer une mondialisation rapide des marchés de poissons, qui aggrave la vulnérabilité des petites pêcheries à l'épuisement des stocks importants au niveau local. Les négociations menées sous les auspices de l'Organisation mondiale du commerce au sujet de la réduction des subventions à la pêche ayant des effets

préjudiciables se sont poursuivies, mais aucun accord ferme n'a encore été conclu. Moins de 40 % des États ont signé l'Accord relatif aux mesures du ressort de l'État du port visant à prévenir, contrecarrer et éliminer la pêche illicite, non déclarée et non réglementée¹⁵ de 2009. L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture a défini, dans ses Directives volontaires visant à assurer la durabilité de la pêche artisanale dans le contexte de la sécurité alimentaire et de l'éradication de la pauvreté, la façon dont les technologies de l'information pourraient être mises à profit par les petites pêcheries dans des domaines tels que la sécurité, le partage des connaissances locales, le renforcement des capacités et la gouvernance, tandis que le recours croissant aux approches fondées sur les droits humains ouvre de nouvelles perspectives pour ces petites pêcheries (chap. 15).

Il est encourageant de constater que les évaluations et la gestion scientifiques des stocks ont permis d'obtenir des résultats plus durables dans un certain nombre de régions. De nouvelles approches permettant de repérer la pêche illicite, non déclarée et non réglementée sont maintenant appliquées dans certaines régions. Des recherches récentes ont montré qu'avec une gestion appropriée, le temps médian nécessaire à la reconstitution des stocks surexploités pourrait être inférieur à 10 ans et, si des réformes étaient mises en œuvre, 98 % des stocks surexploités pourraient être considérés comme sains d'ici le milieu du XXI^e siècle.

Les changements climatiques devraient entraîner une hausse de l'intensité et de la fréquence des aléas naturels, affectant la distribution locale et l'abondance des populations de poissons. Les États en développement dépendant de la pêche pourraient être les plus durement touchés et, en raison des changements attendus dans la répartition des espèces et de l'augmentation des migrations transfrontalières des stocks qui devrait en résulter, la future gouvernance internationale devra peut-être tenir compte de ces redistributions (chap. 15).

¹⁴ L'expression « exploités au niveau maximal admissible » est utilisée ici dans le sens expliqué au chapitre 15.

¹⁵ Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, document C 2009/REP et Corr.3, annexe E.

7.3. Aquaculture

L'aquaculture continue de se développer plus rapidement que les autres grands secteurs de production alimentaire, bien que sa croissance ait ralenti au cours de la dernière décennie. Le secteur, qui était évalué à 249,6 milliards de dollars en 2017, soutient les moyens de subsistance de 540 millions de personnes, parmi lesquelles on comptait 19 % de femmes en 2014. Cette forme de production alimentaire est particulièrement importante du fait de sa teneur élevée en protéines et en micronutriments et acides gras essentiels. Les quantités de farine de poisson utilisées en aquaculture sont passées de 4,20 millions de tonnes en 2005 à 3,35 millions de tonnes en 2015. Il est plus probable que la viabilité du secteur de l'aquaculture soit étroitement liée à l'approvisionnement soutenu en protéines, en huiles et en hydrates de carbone, d'origine animale ou végétale, venant de la terre ferme, comme source d'aliments. Les maladies continuent de peser sur l'aquaculture mondiale et sont parmi les principaux obstacles au développement de l'aquaculture pour de nombreuses espèces. En général, les performances environnementales de l'aquaculture se sont considérablement améliorées au cours de la dernière décennie. Parmi les défis à relever pour développer la production aquacole, on peut citer la réduction des incidences sur des écosystèmes côtiers précieux tels que les mangroves, la fourniture durable d'aliments externes, la gestion des maladies des poissons et les effets des poissons échappés sur les espèces autochtones (chap. 16).

7.4. Production d'algues

Les algues marines destinées à la consommation humaine directe représentent 80 % de la récolte totale. Depuis 2012, la récolte mondiale d'algues a augmenté à un rythme d'environ 2,6 % par an, principalement grâce à l'aquaculture, pour atteindre 32 millions de tonnes en 2017, avec une valeur estimée à 12 milliards de dollars. Les algues marines sont non seulement utilisées comme aliments, mais ont aussi de plus en plus d'applications industrielles, par exemple dans les cosmétiques, les produits

pharmaceutiques et les nutraceutiques, et comme aliments pour le bétail. La culture des macroalgues représente 96 % de la production aquacole totale. Ses avantages comprennent la fourniture d'aliments de qualité, la création de nouveaux emplois et l'augmentation des revenus des habitants des côtes. En outre, cette production favorise le stockage du carbone et la production d'oxygène et réduit l'eutrophisation (chap. 17).

7.5. Principales lacunes en ce qui concerne les connaissances et le renforcement des capacités

On ne sait pas encore bien dans quelle mesure l'évolution des conditions pourrait transformer la structure et le fonctionnement des écosystèmes marins et les répercussions que cela aurait sur la productivité marine. Des améliorations ont été apportées aux méthodes d'évaluation des pêcheries et de mesure de leurs contributions dans des environnements pauvres en données, mais il faut poursuivre les travaux pour combler les lacunes en ce qui concerne le renforcement des capacités pour la pêche côtière dans les régions en développement. La science de la reproduction des stocks halieutiques n'en est qu'à ses débuts, mais elle montre qu'il est possible d'augmenter le rendement de la pêche au-delà de ce qui est réalisable par la seule exploitation des stocks sauvages. Cependant, la compréhension des conséquences écologiques reste insuffisante. Les lacunes en matière de renforcement des capacités dans la gestion des pêches concernent le recensement des impacts sur les espèces cibles et la prise en compte des effets sur les autres espèces dans les cadres de gestion. Les lacunes en matière de renforcement des capacités dans les pays en développement entravent également leur capacité à prendre part aux négociations régionales et internationales visant à parvenir à un consensus sur les pratiques de gestion permettant de préserver la santé des stocks de poissons.

Pour stimuler le développement durable de l'aquaculture, il est nécessaire d'améliorer les services de vulgarisation. La formation des

fournisseurs de services de vulgarisation doit intégrer des méthodes de diffusion de l'information, ainsi que des techniques agricoles pratiques, pour leur permettre de mieux aider les agriculteurs à améliorer leurs pratiques de production. Les technologies de l'information et les médias, les associations d'agriculteurs, les agences de développement, les fournisseurs du secteur privé et d'autres acteurs devront s'associer pour améliorer la formation sectorielle. La mise en œuvre de l'aquaculture et de la mariculture en haute mer devra être soutenue par des services maritimes

suffisants pour assurer la durabilité et la sécurité des opérations. Il reste de nombreuses lacunes dans les connaissances sur la production à grande échelle d'algues et les effets probables des changements climatiques. Des initiatives visant à combler les lacunes en ce qui concerne les connaissances et le renforcement des capacités sont en cours. La biologie de nombreuses espèces d'algues marines est encore inconnue, même pour celles qui sont récoltées ou cultivées actuellement (chap. 15 à 17).

8. Exploitation durable de l'océan

L'océan permet de mener un large éventail d'activités économiques, notamment le transport maritime dans le cadre du commerce mondial, le tourisme et les loisirs, l'extraction de ressources naturelles telles que les hydrocarbures et autres minéraux, la fourniture d'énergie renouvelable et l'utilisation des ressources génétiques marines.

8.1. Liens avec les objectifs de développement durable et la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable

Objectif de développement durable n° 14, cible 2 : D'ici à 2020, gérer et protéger durablement les écosystèmes marins et côtiers, notamment en renforçant leur résilience, afin d'éviter les graves conséquences de leur dégradation et prendre des mesures en faveur de leur restauration pour rétablir la santé et la productivité des océans

Objectif de développement durable n° 14, cible 7 : D'ici à 2030, faire bénéficier plus largement les petits États insulaires en développement et les pays les moins avancés des retombées économiques de l'exploitation durable des ressources marines, notamment grâce à une gestion durable des pêches, de l'aquaculture et du tourisme

Objectif de développement durable n° 14, cible c : Améliorer la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, en application des dispositions du droit international, énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, qui fournit le cadre juridique requis pour la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, comme il est rappelé au paragraphe 158 de « L'avenir que nous voulons »

L'exploitation de l'océan a augmenté à l'échelle mondiale. De nombreux pays développent ou ont mis au point des stratégies visant à accroître des activités maritimes telles que l'énergie marine renouvelable, l'aquaculture, la biotechnologie marine, le tourisme côtier et l'exploitation minière des fonds marins (secteurs de croissance de l'économie bleue, terme qui peut aussi inclure le transport maritime et la pêche durables). La répartition des bénéfices économiques tirés de l'océan à travers le monde reste cependant très inégale (chap. 4, 8A, 18 et 28).

Le tableau 1 illustre comment les progrès accomplis sur la voie d'autres objectifs de développement durable permettront d'atteindre plus facilement les cibles 14.2, 14.7 et 14.c, entre autres, et le tableau 2 montre qu'en atteignant ces cibles, il sera plus facile d'accomplir des progrès sur la voie d'autres objectifs.

8.2. Exploitation minière des fonds marins

L'extraction de sable et de gravier dans les fonds marins relevant de la juridiction nationale a augmenté pour compléter les sources terrestres qui se raréfient. L'ampleur de l'extraction peut avoir des effets importants sur l'environnement marin local et provoquer l'érosion du littoral. L'ampleur des autres grandes activités minières (extraction de diamants, de phosphate, de minerai de fer et d'étain) reste plus ou moins stable. L'exploitation minière des grands fonds marins dans les zones ne relevant pas de la juridiction nationale est sur le point de devenir une réalité commerciale; toutefois, l'exploitation de nombreuses ressources minérales nécessite une technologie avancée et est donc principalement réservée à ceux qui peuvent y accéder (chap. 18).

8.3. Extraction d'hydrocarbures en mer

Le secteur du pétrole et du gaz offshore se développe au niveau mondial dans les eaux profondes et ultra-profondes. Au cours des dix prochaines années, la croissance devrait se concentrer dans des zones telles que la Méditerranée orientale et les zones au large du Guyana et de la côte ouest de l'Afrique. Dans les régions qui sont déjà exploitées depuis longtemps, par exemple en mer du Nord et dans le golfe du Mexique, certaines ressources arrivent à épuisement, et de plus en plus d'installations offshore sont mises hors service, bien que certaines puissent être utilisées pour produire de l'énergie marine renouvelable. Les techniques d'extraction continuent d'évoluer de façon à réduire leur impact sur le milieu marin (chap. 19).

8.4. Transport maritime

L'augmentation du tonnage de fret transporté dans le cadre du transport maritime international reflète la croissance du commerce mondial, suite à la reprise de l'économie mondiale après 2012. Cette croissance s'est toutefois produite dans un contexte de faible concurrence. Une large part du tonnage mondial

reste associée à un nombre relativement restreint de registres, et la propriété et le contrôle du transport maritime restent concentrés entre les mains d'entreprises situées dans un nombre de pays relativement réduit. Cette concentration a des implications importantes pour les futurs aménagements portuaires, de sorte qu'à l'avenir, il pourrait y avoir moins de ports, mais plus grands, qui fonctionneraient comme centres de distribution pour le commerce intercontinental. Le nombre total de tentatives et de cas réels de piraterie et de vols à main armée contre des navires a légèrement diminué entre 2015 et 2019 (chap. 8A).

8.5. Tourisme et loisirs

Les voyages internationaux et le tourisme associé présentent un grand intérêt économique dans de nombreuses régions du monde, en particulier dans le tourisme « soleil, mer, plage », qui se concentre sur les côtes. Dans toutes les zones touristiques, c'est l'aménagement du littoral qui a les effets les plus considérables sur l'environnement marin, compte tenu de la proportion de terres couvertes par des constructions, telles que des hôtels, des restaurants, des boutiques et des infrastructures de transport, dont les aéroports et les terminaux ferroviaires, ainsi que la nécessité de disposer de défenses côtières solides, d'un éclairage public et d'un réseau d'égouts. La randonnée palmée, la plongée et l'observation de la vie sauvage restent des éléments importants du tourisme côtier (chap. 8A).

8.6. Ressources génétiques marines

Les ressources génétiques marines continuent de faire l'objet d'une gamme croissante d'applications commerciales et non commerciales. La diminution rapide des coûts du séquençage et de la synthèse des gènes, ainsi que les progrès rapides du génie métabolique et de la biologie synthétique, ont réduit la dépendance à l'égard de l'acquisition d'échantillons physiques provenant de l'océan. Les éponges et les algues continuent de susciter un intérêt important pour les propriétés bioactives de leurs composés naturels (chap. 23).

8.7. Énergies marines renouvelables

Le secteur des énergies marines renouvelables (énergie éolienne en mer, énergie marémotrice et des courants marins, énergie de la houle, énergie thermique des océans, énergie osmotique et énergie de la biomasse marine) évolue et se développe à des rythmes différents. Parmi ces sources d'énergie, la technologie éolienne en mer est mûre et techniquement avancée. En 2018, elle ne représentait que 1 % du total des sources d'énergie renouvelables, mais elle connaît une croissance rapide : entre 2017 et 2018, elle a représenté 4 % de la croissance totale des énergies renouvelables et a augmenté de 59 % en Asie et de 17 % en Europe. Au cours de la prochaine décennie, l'Asie et les États-Unis d'Amérique pourraient être les principaux moteurs du développement et de l'installation de parcs éoliens en mer. Les convertisseurs d'énergie marémotrice ont atteint le stade de la commercialisation, tandis que d'autres technologies d'énergie marine renouvelable sont actuellement en cours de

développement. Parmi les nouvelles sources d'énergies marines renouvelables, l'énergie solaire en mer est la plus prometteuse, car les composants de la technologie correspondante sont bien développés (chap. 21).

8.8. Principales lacunes en ce qui concerne les connaissances et le renforcement des capacités

Toutes les industries maritimes sont fortement dépendantes de la technologie pour fonctionner en toute sécurité et sans endommager l'environnement marin. En ce qui concerne les ressources génétiques marines, le renforcement des capacités reste un problème, car la plupart des travaux dans ce domaine sont réalisés dans un petit nombre de pays. Il est nécessaire de renforcer les compétences dans de nombreux pays pour planifier et développer leur économie bleue de manière durable et pour gérer les activités humaines qui y sont liées (chap. 8A, 14, 18, 19, 21, 23, 25 et 27).

9. Application effective des dispositions du droit international énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer

L'application effective des dispositions du droit international énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer (qui définit le cadre juridique dans lequel doivent s'inscrire toutes les activités menées dans les océans et les mers) est essentielle pour la préservation et l'exploitation durable de l'océan et de ses ressources et pour la sauvegarde des nombreux services écosystémiques fournis par l'océan, tant pour les générations actuelles que pour les générations futures.

9.1. Liens avec les objectifs de développement durable et la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable

Objectif de développement durable n° 14, cible c : Améliorer la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, en application des dispositions du droit international, énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, qui fournit le cadre juridique requis pour la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, comme il est rappelé au paragraphe 158 de « L'avenir que nous voulons »

Des mesures ont déjà été prises à tous les niveaux pour renforcer l'application des dispositions du droit international énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, notamment en augmentant le niveau de participation des États aux nombreux traités mondiaux et régionaux qui complètent ces dispositions. Au niveau mondial, on peut citer comme exemples des conventions internationales telles que la Convention de Londres et le Protocole y relatif, la Convention internationale de 1973 pour la prévention de la pollution par les navires, telle que modifiée par le Protocole de 1978 y relatif, et telle que modifiée ultérieurement par le Protocole de 1997¹⁶ (y compris son annexe VI sur la réduction des émissions de soufre par les navires, entrée en vigueur en 2020), et l'Accord relatif aux mesures du ressort de l'État du port visant à prévenir, contre-carrer et éliminer la pêche illicite, non déclarée et non réglementée de la FAO, entré en vigueur en 2016 (chap. 8A, 11, 12, 15 et 28).

Il reste des défis majeurs à relever pour accroître la participation aux instruments applicables, faire face à l'insuffisance des ressources et des capacités, renforcer la coopération intersectorielle, assurer la coordination et le partage de l'information à tous les niveaux et élaborer de nouveaux instruments pour faire face aux nouveaux défis en temps voulu (chap. 28).

Le tableau 1 illustre comment les progrès accomplis sur la voie d'autres objectifs de développement durable permettront d'atteindre plus facilement la cible 14.c, et le tableau 2 montre qu'en atteignant cette cible, il sera plus facile d'accomplir des progrès sur la voie d'autres objectifs.

9.2. Application des dispositions du droit international énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer

L'intégration des dimensions environnementales, sociales et économiques est au cœur de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, qui instaure un équilibre subtil entre la nécessité de tirer parti des océans et de leurs ressources aux fins du développement économique et social et les impératifs de conservation et de gestion durable de ces ressources et de protection et de préservation du milieu marin. L'approche intégrée de la gestion des océans énoncée dans la Convention est essentielle pour promouvoir le développement durable, car les approches sectorielles et fragmentées manquent de cohérence et peuvent conduire à des solutions qui ne présentent qu'un intérêt limité pour la conservation et l'utilisation durable de l'océan et de ses ressources.

La Convention est complétée dans de nombreux domaines par des instruments plus spécifiques et sectoriels. Outre ses deux accords d'application¹⁷, il existe de nombreux instruments juridiques mondiaux et régionaux qui couvrent divers aspects de l'utilisation de l'océan. La conservation efficace et l'exploitation durable de l'océan et de ses ressources ne pourront être réalisées que grâce à l'application intégrale et effective de ce corpus de droit international. Les mesures et les efforts devraient se concentrer principalement sur les lacunes dans la mise en œuvre ou sur les éventuelles lacunes réglementaires, en particulier dans les zones ne relevant pas de la juridiction nationale.

¹⁶ Voir [www.imo.org/fr/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-\(MARPOL\).aspx](http://www.imo.org/fr/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-(MARPOL).aspx).

¹⁷ Accord relatif à l'application de la Partie XI de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer du 10 décembre 1982 et Accord aux fins de l'application des dispositions de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer du 10 décembre 1982 relatives à la conservation et à la gestion des stocks de poissons dont les déplacements s'effectuent tant à l'intérieur qu'au-delà de zones économiques exclusives (stocks chevauchants) et des stocks de poissons grands migrateurs.

9.3. Difficultés d'application et lacunes réglementaires

Le manque de ressources, notamment financières, reste une contrainte importante pour la protection et la préservation du milieu marin et la recherche scientifique marine, tandis que les contraintes technologiques sont souvent un obstacle à la mise en œuvre effective des obligations faites aux États. Il existe également des lacunes en ce qui concerne le champ d'application matériel (par exemple, absence de règles globales sur les plastiques et les microplastiques) ou géographique des instruments pertinents (par exemple, couverture géographique par les organismes et arrangements régionaux de gestion des pêches) (chap. 27 et 28). De nombreux petits États insulaires en développement et pays les moins avancés n'ont pas accès aux connaissances

détaillées et aux ressources humaines qualifiées nécessaires à la gestion de l'océan, et les ressources pour la gestion des grandes zones marines sous leur juridiction sont souvent limitées. En comblant ces lacunes, il sera possible de maximiser les bénéfices économiques tout en ménageant la durabilité environnementale. L'application des mesures de gestion dans les zones ne relevant pas de la juridiction nationale pose des problèmes particuliers, en raison de lacunes réglementaires et d'un manque de coordination intersectorielle. Ces questions sont examinées à l'ONU dans le cadre des négociations intergouvernementales visant à élaborer un instrument international juridiquement contraignant se rapportant à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale (chap. 27 et 28).

Tableau 1
Contribution d'autres objectifs de développement durable à la réalisation de l'objectif 14

Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable contribuant à la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
Nettoyer l'océan		
Cible 14.1 : D'ici à 2025, prévenir et réduire nettement la pollution marine de tous types, en particulier celle résultant des activités terrestres, y compris les déchets en mer et la pollution par les nutriments	Objectif 6 : Garantir l'accès de tous à des services d'alimentation en eau et d'assainissement gérés de façon durable	Meilleure gestion des eaux usées
	Objectif 7 : Garantir l'accès de tous à des services énergétiques fiables, durables et modernes, à un coût abordable	Amélioration des sources d'énergie et de leur efficacité et réduction correspondante des émissions
	Objectif 11 : Faire en sorte que les villes et les établissements humains soient ouverts à tous, sûrs, résilients et durables	Urbanisation durable et réduction de l'impact environnemental des villes
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Gestion écologiquement rationnelle des produits chimiques et de tous les déchets, notamment par la réduction de la production de déchets
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Amélioration de l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération, amélioration du partage des savoirs et du transfert de technologies, et renforcement des capacités

Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable contribuant à la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
Protéger les écosystèmes marins		
Cible 14.2 : D'ici à 2020, gérer et protéger durablement les écosystèmes marins et côtiers, notamment en renforçant leur résilience, afin d'éviter les graves conséquences de leur dégradation et prendre des mesures en faveur de leur restauration pour rétablir la santé et la productivité des océans	Objectif 6 : Garantir l'accès de tous à des services d'alimentation en eau et d'assainissement gérés de façon durable	Amélioration de la gestion des eaux usées et protection et restauration des zones humides
	Objectif 7 : Garantir l'accès de tous à des services énergétiques fiables, durables et modernes, à un coût abordable	Amélioration des sources d'énergie et de leur efficacité et réduction correspondante des émissions
Cible 14.5 : D'ici à 2020, préserver au moins 10 pour cent des zones marines et côtières, conformément au droit national et international et compte tenu des meilleures informations scientifiques disponibles	Objectif 9 : Bâtir une infrastructure résiliente, promouvoir une industrialisation durable qui profite à tous et encourager l'innovation	Utilisation de technologies propres et réduction correspondante des émissions
	Objectif 11 : Faire en sorte que les villes et les établissements humains soient ouverts à tous, sûrs, résilients et durables	Urbanisation durable et réduction de l'impact environnemental des villes
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Gestion et utilisation durables des ressources naturelles et réduction des déchets tout au long des chaînes d'approvisionnement
	Objectif 13 : Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions ^a	Mise en œuvre de mesures d'adaptation aux changements climatiques, d'atténuation de leurs effets et de réduction de leur impact
	Objectif 15 : Préserver et restaurer les écosystèmes terrestres, en veillant à les exploiter de façon durable, gérer durablement les forêts, lutter contre la désertification, enrayer et inverser le processus de dégradation des terres et mettre fin à l'appauvrissement de la biodiversité	Réduction de la dégradation du milieu naturel et de l'appauvrissement de la biodiversité et prévention de l'extinction des espèces menacées
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Amélioration de l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération, amélioration du partage des savoirs et du transfert de technologies, et renforcement des capacités

Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable contribuant à la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
Comprendre l'océan pour pouvoir en faire une gestion durable		
<p>Cible 14.3 : Réduire au maximum l'acidification des océans et lutter contre ses effets, notamment en renforçant la coopération scientifique à tous les niveaux</p> <p>Cible 14.a : Approfondir les connaissances scientifiques, renforcer les moyens de recherche et transférer les techniques marines, conformément aux Critères et principes directeurs de la Commission océanographique intergouvernementale concernant le transfert de techniques marines, l'objectif étant d'améliorer la santé des océans et de renforcer la contribution de la biodiversité marine au développement des pays en développement, en particulier des petits États insulaires en développement et des pays les moins avancés</p>	<p>Objectif 9 : Bâtir une infrastructure résiliente, promouvoir une industrialisation durable qui profite à tous et encourager l'innovation</p>	<p>Renforcement de la recherche scientifique, perfectionnement des capacités technologiques des secteurs industriels de tous les pays, en particulier des pays en développement, et encouragement de l'innovation</p>
	<p>Objectif 13 : Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions^a</p>	<p>Mise en œuvre de mesures d'adaptation aux changements climatiques, d'atténuation de leurs effets et de réduction de leur impact</p>
	<p>Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser</p>	<p>Amélioration de l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération, amélioration du partage des savoirs et du transfert de technologies, et renforcement des capacités</p>
Veiller à la sécurité face à l'océan		
<p>Cible 14.1 : D'ici à 2025, prévenir et réduire nettement la pollution marine de tous types, en particulier celle résultant des activités terrestres, y compris les déchets en mer et la pollution par les nutriments</p>	<p>Objectif 1 : Éliminer la pauvreté sous toutes ses formes et partout dans le monde</p>	<p>Réduction de l'exposition et de la vulnérabilité aux phénomènes climatiques extrêmes et renforcement de la résilience face aux chocs et catastrophes d'ordre environnemental</p>
	<p>Objectif 2 : Éliminer la faim, assurer la sécurité alimentaire, améliorer la nutrition et promouvoir l'agriculture durable</p>	<p>Renforcement de la capacité d'adaptation aux changements climatiques, aux phénomènes météorologiques extrêmes et à d'autres catastrophes</p>
	<p>Objectif 6 : Garantir l'accès de tous à des services d'alimentation en eau et d'assainissement gérés de façon durable</p>	<p>Réduction de la pollution, amélioration de la gestion des eaux usées et protection et restauration des écosystèmes liés à l'eau</p>
	<p>Objectif 11 : Faire en sorte que les villes et les établissements humains soient ouverts à tous, sûrs, résilients et durables</p>	<p>Réduction du nombre de personnes touchées par les catastrophes, renforcement de la planification du développement à l'échelle nationale et régionale et mise en œuvre de politiques et de plans d'action intégrés en faveur de l'adaptation aux effets des changements climatiques et de leur atténuation, de la résilience face aux catastrophes et de l'élaboration et de la mise en œuvre d'une gestion globale des risques de catastrophe</p>
	<p>Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables</p>	<p>Gestion écologiquement rationnelle des produits chimiques et de tous les déchets</p>

Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable contribuant à la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
	Objectif 13 : Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions ^a	Renforcement de la résilience et des capacités d'adaptation aux catastrophes naturelles, notamment celles liées au climat, et fourniture d'un appui à la réduction de leur impact et aux systèmes d'alerte rapide
	Objectif 15 : Préserver et restaurer les écosystèmes terrestres, en veillant à les exploiter de façon durable, gérer durablement les forêts, lutter contre la désertification, enrayer et inverser le processus de dégradation des terres et mettre fin à l'appauvrissement de la biodiversité	Préservation, restauration et exploitation durable des écosystèmes terrestres et des écosystèmes d'eau douce et réduction de la dégradation des habitats
Alimentation durable issue de l'océan		
Cible 14.4 : D'ici à 2020, réglementer efficacement la pêche, mettre un terme à la surpêche, à la pêche illicite, non déclarée et non réglementée et aux pratiques de pêche destructrices et exécuter des plans de gestion fondés sur des données scientifiques, l'objectif étant de rétablir les stocks de poissons le plus rapidement possible, au moins à des niveaux permettant d'obtenir un rendement constant maximal compte tenu des caractéristiques biologiques	Objectif 2 : Éliminer la faim, assurer la sécurité alimentaire, améliorer la nutrition et promouvoir l'agriculture durable	Augmentation de la productivité agricole (y compris l'aquaculture et la mariculture), garantie de la viabilité des systèmes de production alimentaire et préservation des écosystèmes et de la diversité génétique des espèces sauvages
	Objectif 8 : Promouvoir une croissance économique soutenue, partagée et durable, le plein emploi productif et un travail décent pour tous	Amélioration de l'efficacité de l'utilisation des ressources mondiales dans les modes de consommation et de production
Cible 14.6 : D'ici à 2020, interdire les subventions à la pêche qui contribuent à la surcapacité et à la surpêche, supprimer celles qui favorisent la pêche illicite, non déclarée et non réglementée et s'abstenir d'en accorder de nouvelles, sachant que l'octroi d'un traitement spécial et différencié efficace et approprié aux pays en développement et aux pays les moins avancés doit faire partie intégrante des négociations sur les subventions à la pêche menées dans le cadre de l'Organisation mondiale du commerce ^b	Objectif 9 : Bâtir une infrastructure résiliente, promouvoir une industrialisation durable qui profite à tous et encourager l'innovation	Renforcement de la recherche scientifique et des activités de recherche-développement et d'innovation des pays en développement
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Gestion durable et utilisation rationnelle des ressources naturelles, diminution des pertes de produits alimentaires tout au long des chaînes de production et d'approvisionnement, y compris les pertes après récolte, renforcement des moyens scientifiques et technologiques qui permettent de s'orienter vers des modes de consommation et de production plus durables, mise en œuvre de méthodes visant à garantir que le tourisme reste durable, crée des emplois et valorise les produits locaux, et suppression progressive des subventions préjudiciables qui sont en place, en mettant en évidence leur impact sur l'environnement

Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable contribuant à la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
<p>Cible 14.7 : D'ici à 2030, faire bénéficier plus largement les petits États insulaires en développement et les pays les moins avancés des retombées économiques de l'exploitation durable des ressources marines, notamment grâce à une gestion durable des pêches, de l'aquaculture et du tourisme</p> <p>Cible 14.b : Garantir aux petits pêcheurs l'accès aux ressources marines et aux marchés</p>	<p>Objectif 13 : Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions^a</p> <p>Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser</p>	<p>Mise en œuvre de mesures d'adaptation aux changements climatiques, d'atténuation de leurs effets et de réduction de leur impact</p> <p>Amélioration de l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération, amélioration du partage des savoirs et du transfert de technologies, et renforcement des capacités</p>
<p>Exploitation durable de l'océan</p>		
<p>Cible 14.2 : D'ici à 2020, gérer et protéger durablement les écosystèmes marins et côtiers, notamment en renforçant leur résilience, afin d'éviter les graves conséquences de leur dégradation et prendre des mesures en faveur de leur restauration pour rétablir la santé et la productivité des océans</p>	<p>Objectif 6 : Garantir l'accès de tous à des services d'alimentation en eau et d'assainissement gérés de façon durable</p> <p>Objectif 7 : Garantir l'accès de tous à des services énergétiques fiables, durables et modernes, à un coût abordable</p>	<p>Amélioration de la gestion des eaux usées et protection et restauration des zones humides</p> <p>Amélioration des sources d'énergie et de leur efficacité et réduction correspondante des émissions</p>
<p>Cible 14.7 : D'ici à 2030, faire bénéficier plus largement les petits États insulaires en développement et les pays les moins avancés des retombées économiques de l'exploitation durable des ressources marines, notamment grâce à une gestion durable des pêches, de l'aquaculture et du tourisme</p> <p>Cible 14.c : Améliorer la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, en application des dispositions du droit international, énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, qui fournit le cadre juridique requis pour la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, comme il est rappelé au paragraphe 158 de « L'avenir que nous voulons »</p>	<p>Objectif 11 : Faire en sorte que les villes et les établissements humains soient ouverts à tous, sûrs, résilients et durables</p> <p>Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables</p> <p>Objectif 13 : Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions^a</p> <p>Objectif 15 : Préserver et restaurer les écosystèmes terrestres, en veillant à les exploiter de façon durable, gérer durablement les forêts, lutter contre la désertification, enrayer et inverser le processus de dégradation des terres et mettre fin à l'appauvrissement de la biodiversité</p> <p>Objectif 16 : Promouvoir l'avènement de sociétés pacifiques et inclusives aux fins du développement durable, assurer l'accès de tous à la justice et mettre en place, à tous les niveaux, des institutions efficaces, responsables et ouvertes à tous</p>	<p>Urbanisation durable et réduction de l'impact environnemental des villes</p> <p>Gestion et utilisation durables des ressources naturelles</p> <p>Mise en œuvre de mesures d'adaptation aux changements climatiques, d'atténuation de leurs effets et de réduction de leur impact</p> <p>Réduction de la dégradation du milieu naturel et de l'appauvrissement de la biodiversité et prévention de l'extinction des espèces menacées</p> <p>Promotion de l'état de droit dans l'ordre interne et international</p>

Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable contribuant à la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Amélioration de l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération, amélioration du partage des savoirs et du transfert de technologies, et renforcement des capacités
Application effective des dispositions du droit international énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer		
Cible 14.c : Améliorer la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, en application des dispositions du droit international, énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, qui fournit le cadre juridique requis pour la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, comme il est rappelé au paragraphe 158 de « L'avenir que nous voulons »	Objectif 2 : Éliminer la faim, assurer la sécurité alimentaire, améliorer la nutrition et promouvoir l'agriculture durable	Garantie de la viabilité des systèmes de production alimentaire, préservation des écosystèmes et renforcement de la capacité d'adaptation aux changements climatiques, aux phénomènes météorologiques extrêmes, à la sécheresse, aux inondations et à d'autres catastrophes
	Objectif 3 : Permettre à tous de vivre en bonne santé et promouvoir le bien-être de tous à tout âge	Réduction des substances chimiques dangereuses, de la pollution et de la contamination
	Objectif 6 : Garantir l'accès de tous à des services d'alimentation en eau et d'assainissement gérés de façon durable	Réduction de la pollution, amélioration de la gestion des eaux usées et protection et restauration des écosystèmes liés à l'eau
	Objectif 11 : Faire en sorte que les villes et les établissements humains soient ouverts à tous, sûrs, résilients et durables	Protection et préservation du patrimoine culturel et naturel
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Gestion écologiquement rationnelle des produits chimiques et de tous les déchets tout au long de leur cycle de vie, conformément aux principes directeurs arrêtés à l'échelle internationale
	Objectif 13 : Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions ^a	Incorporation de mesures relatives aux changements climatiques dans les politiques, les stratégies et la planification nationales
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Renforcement de la cohérence des politiques de développement durable

^a Étant entendu que la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques est le principal mécanisme international intergouvernemental de négociation de l'action à mener à l'échelle mondiale face aux changements climatiques.

^b Compte tenu des négociations menées dans le cadre de l'Organisation mondiale du commerce, du Programme de Doha pour le développement et du mandat ministériel de Hong Kong.

Tableau 2
Contribution de l'objectif 14 à la réalisation d'autres objectifs de développement durable

Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable auxquels contribue la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
Cible 14.1 : D'ici à 2025, prévenir et réduire nettement la pollution marine de tous types, en particulier celle résultant des activités terrestres, y compris les déchets en mer et la pollution par les nutriments	Objectif 3 : Permettre à tous de vivre en bonne santé et promouvoir le bien-être de tous à tout âge	Réduction des substances chimiques dangereuses, de la pollution et de la contamination
	Objectif 6 : Garantir l'accès de tous à des services d'alimentation en eau et d'assainissement gérés de façon durable	Réduction de la pollution et des émissions de produits chimiques, de matières dangereuses et d'eaux usées
	Objectif 11 : Faire en sorte que les villes et les établissements humains soient ouverts à tous, sûrs, résilients et durables	Urbanisation durable et réduction de l'impact environnemental des villes
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Gestion écologiquement rationnelle des produits chimiques et de tous les déchets, notamment par la réduction de la production de déchets
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Amélioration de l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération, amélioration du partage des savoirs et du transfert de technologies, et renforcement des capacités
Cible 14.2 : D'ici à 2020, gérer et protéger durablement les écosystèmes marins et côtiers, notamment en renforçant leur résilience, afin d'éviter les graves conséquences de leur dégradation et prendre des mesures en faveur de leur restauration pour rétablir la santé et la productivité des océans	Objectif 1 : Éliminer la pauvreté sous toutes ses formes et partout dans le monde	Réduction de l'exposition et de la vulnérabilité aux phénomènes climatiques extrêmes et renforcement de la résilience face aux chocs et catastrophes d'ordre environnemental
	Objectif 2 : Éliminer la faim, assurer la sécurité alimentaire, améliorer la nutrition et promouvoir l'agriculture durable	Augmentation de la productivité agricole (y compris l'aquaculture et la mariculture), garantie de la viabilité des systèmes de production alimentaire et préservation des écosystèmes et de la diversité génétique des espèces sauvages
	Objectif 8 : Promouvoir une croissance économique soutenue, partagée et durable, le plein emploi productif et un travail décent pour tous	Possibilités de croissance économique soutenue et de tourisme durable
	Objectif 11 : Faire en sorte que les villes et les établissements humains soient ouverts à tous, sûrs, résilients et durables	Préservation et soutien des écosystèmes qui protègent les communautés côtières des catastrophes
	Objectif 13 : Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions ^a	Contribution à la résilience face aux aléas climatiques

Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable auxquels contribue la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
Cible 14.3 : Réduire au maximum l'acidification des océans et lutter contre ses effets, notamment en renforçant la coopération scientifique à tous les niveaux	Objectif 1 : Éliminer la pauvreté sous toutes ses formes et partout dans le monde	Réduction de l'exposition et renforcement de la résilience aux chocs et aux catastrophes d'ordre environnemental
	Objectif 2 : Éliminer la faim, assurer la sécurité alimentaire, améliorer la nutrition et promouvoir l'agriculture durable	Garantie de la viabilité des systèmes de production alimentaire, préservation des écosystèmes, renforcement de la capacité d'adaptation aux changements climatiques et amélioration de la coopération en matière de recherche et de développement technologique
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Appui au renforcement des capacités scientifiques et technologiques des pays en développement
	Objectif 13 : Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions ^a	Mise en œuvre de mesures d'adaptation aux changements climatiques, d'atténuation de leurs effets et de réduction de leur impact
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Amélioration de l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération, amélioration du partage des savoirs et du transfert de technologies, et renforcement des capacités
Cible 14.4 : D'ici à 2020, réglementer efficacement la pêche, mettre un terme à la surpêche, à la pêche illicite, non déclarée et non réglementée et aux pratiques de pêche destructrices et exécuter des plans de gestion fondés sur des données scientifiques, l'objectif étant de rétablir les stocks de poissons le plus rapidement possible, au moins à des niveaux permettant d'obtenir un rendement constant maximal compte tenu des caractéristiques biologiques	Objectif 2 : Éliminer la faim, assurer la sécurité alimentaire, améliorer la nutrition et promouvoir l'agriculture durable	Augmentation de la productivité agricole (y compris l'aquaculture et la mariculture), garantie de la viabilité des systèmes de production alimentaire et préservation des écosystèmes et de la diversité génétique des espèces sauvages
	Objectif 8 : Promouvoir une croissance économique soutenue, partagée et durable, le plein emploi productif et un travail décent pour tous	Appui aux activités productives
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Gestion durable et utilisation rationnelle des ressources naturelles, diminution des pertes de produits alimentaires tout au long des chaînes de production et d'approvisionnement, y compris les pertes après récolte, renforcement des moyens scientifiques et technologiques qui permettent de s'orienter vers des modes de consommation et de production plus durables, et suppression progressive des subventions préjudiciables
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Renforcement des partenariats pour le développement durable

Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable auxquels contribue la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
Cible 14.5 : D'ici à 2020, préserver au moins 10 pour cent des zones marines et côtières, conformément au droit national et international et compte tenu des meilleures informations scientifiques disponibles	Objectif 2 : Éliminer la faim, assurer la sécurité alimentaire, améliorer la nutrition et promouvoir l'agriculture durable	Préservation des écosystèmes, renforcement de la capacité d'adaptation aux changements climatiques et amélioration de la coopération en matière de recherche et de développement technologique
	Objectif 11 : Faire en sorte que les villes et les établissements humains soient ouverts à tous, sûrs, résilients et durables	Préservation et soutien des écosystèmes qui protègent les communautés côtières des catastrophes
	Objectif 15 : Préserver et restaurer les écosystèmes terrestres, en veillant à les exploiter de façon durable, gérer durablement les forêts, lutter contre la désertification, enrayer et inverser le processus de dégradation des terres et mettre fin à l'appauvrissement de la biodiversité	Réduction de la dégradation du milieu naturel et de l'appauvrissement de la biodiversité et prévention de l'extinction des espèces menacées
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Amélioration de l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération, amélioration du partage des savoirs et du transfert de technologies, et renforcement des capacités
Cible 14.6 : D'ici à 2020, interdire les subventions à la pêche qui contribuent à la surcapacité et à la surpêche, supprimer celles qui favorisent la pêche illicite, non déclarée et non réglementée et s'abstenir d'en accorder de nouvelles, sachant que l'octroi d'un traitement spécial et différencié efficace et approprié aux pays en développement et aux pays les moins avancés doit faire partie intégrante des négociations sur les subventions à la pêche menées dans le cadre de l'Organisation mondiale du commerce ^b	Objectif 8 : Promouvoir une croissance économique soutenue, partagée et durable, le plein emploi productif et un travail décent pour tous	Appui aux activités productives
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Gestion durable et utilisation rationnelle des ressources naturelles, diminution des pertes de produits alimentaires tout au long des chaînes de production et d'approvisionnement, y compris les pertes après récolte, renforcement des moyens scientifiques et technologiques qui permettent de s'orienter vers des modes de consommation et de production plus durables, et suppression progressive des subventions préjudiciables
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Renforcement des partenariats pour le développement durable
Cible 14.7 : D'ici à 2030, faire bénéficier plus largement les petits États insulaires en développement et les pays les moins avancés des retombées économiques de l'exploitation durable des ressources marines, notamment grâce à une gestion durable des pêches, de l'aquaculture et du tourisme	Objectif 1 : Éliminer la pauvreté sous toutes ses formes et partout dans le monde	Réduction de l'exposition et renforcement de la résilience aux chocs et aux catastrophes d'ordre environnemental

Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable auxquels contribue la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
	Objectif 2 : Éliminer la faim, assurer la sécurité alimentaire, améliorer la nutrition et promouvoir l'agriculture durable	Augmentation de la productivité agricole (y compris l'aquaculture et la mariculture), garantie de la viabilité des systèmes de production alimentaire et préservation des écosystèmes et de la diversité génétique des espèces sauvages
	Objectif 8 : Promouvoir une croissance économique soutenue, partagée et durable, le plein emploi productif et un travail décent pour tous	Possibilités de croissance économique soutenue et de tourisme durable
	Objectif 9 : Bâtir une infrastructure résiliente, promouvoir une industrialisation durable qui profite à tous et encourager l'innovation	Renforcement de la recherche scientifique, perfectionnement des capacités technologiques des secteurs industriels de tous les pays, en particulier des pays en développement, et encouragement de l'innovation
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Gestion durable et utilisation rationnelle des ressources naturelles et renforcement des capacités scientifiques et technologiques
	Objectif 13 : Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions ^a	Mise en œuvre de mesures d'adaptation aux changements climatiques, d'atténuation de leurs effets et de réduction de leur impact
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Amélioration de l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération, amélioration du partage des savoirs et du transfert de technologies, et renforcement des capacités
Cible 14.a : Approfondir les connaissances scientifiques, renforcer les moyens de recherche et transférer les techniques marines, conformément aux Critères et principes directeurs de la Commission océanographique intergouvernementale concernant le transfert de techniques marines, l'objectif étant d'améliorer la santé des océans et de renforcer la contribution de la biodiversité marine au développement des pays en développement, en particulier des petits États insulaires en développement et des pays les moins avancés	Objectif 9 : Bâtir une infrastructure résiliente, promouvoir une industrialisation durable qui profite à tous et encourager l'innovation	Renforcement de la recherche scientifique, perfectionnement des capacités technologiques des secteurs industriels de tous les pays, en particulier des pays en développement, et encouragement de l'innovation
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Gestion durable et utilisation rationnelle des ressources naturelles et renforcement des capacités scientifiques et technologiques
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Amélioration de l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération, amélioration du partage des savoirs et du transfert de technologies, et renforcement des capacités
Cible 14.b : Garantir aux petits pêcheurs l'accès aux ressources marines et aux marchés	Objectif 2 : Éliminer la faim, assurer la sécurité alimentaire, améliorer la nutrition et promouvoir l'agriculture durable	Augmentation de la productivité agricole (y compris l'aquaculture et la mariculture), garantie de la viabilité des systèmes de production alimentaire et préservation des écosystèmes et de la diversité génétique des espèces sauvages

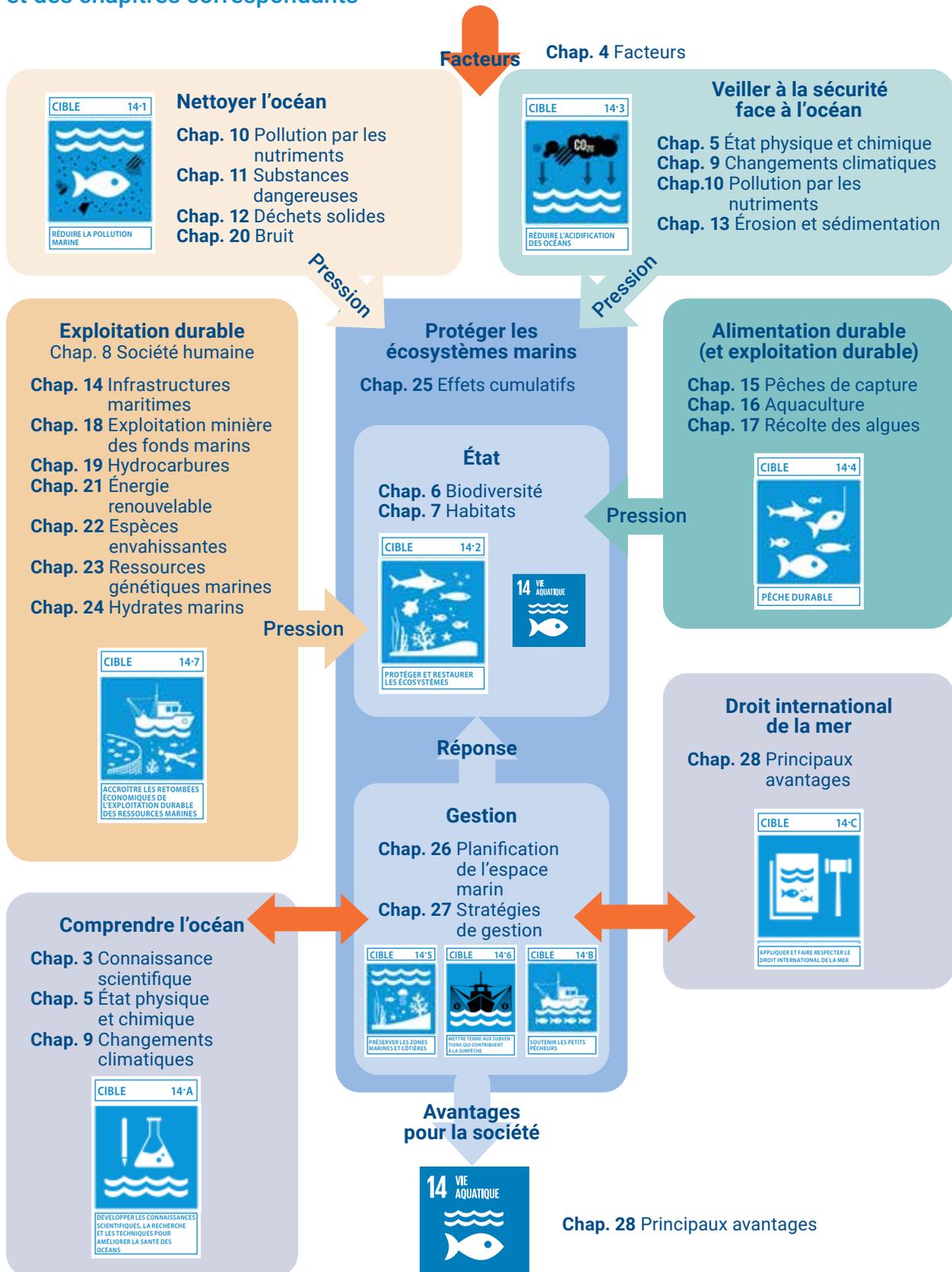
Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable auxquels contribue la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
	Objectif 8 : Promouvoir une croissance économique soutenue, partagée et durable, le plein emploi productif et un travail décent pour tous	Amélioration de l'efficacité de l'utilisation des ressources mondiales dans les modes de consommation et de production
	Objectif 9 : Bâtir une infrastructure résiliente, promouvoir une industrialisation durable qui profite à tous et encourager l'innovation	Renforcement de la recherche scientifique et des activités de recherche-développement et d'innovation des pays en développement
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Gestion durable et utilisation rationnelle des ressources naturelles et mise en place d'outils de contrôle de l'impact sur le développement durable d'un tourisme durable créateur d'emplois et valorisant la culture et les produits locaux
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Amélioration de l'accès à la science, à la technologie et à l'innovation et la coopération, amélioration du partage des savoirs et du transfert de technologies, et renforcement des capacités
Cible 14.c : Améliorer la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, en application des dispositions du droit international, énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, qui fournit le cadre juridique requis pour la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, comme il est rappelé au paragraphe 158 de « L'avenir que nous voulons »	Objectif 2 : Éliminer la faim, assurer la sécurité alimentaire, améliorer la nutrition et promouvoir l'agriculture durable	Garantie de la viabilité des systèmes de production alimentaire, préservation des écosystèmes et renforcement de la capacité d'adaptation aux changements climatiques, aux phénomènes météorologiques extrêmes, à la sécheresse, aux inondations et à d'autres catastrophes
	Objectif 3 : Permettre à tous de vivre en bonne santé et promouvoir le bien-être de tous à tout âge	Réduction des substances chimiques dangereuses, de la pollution et de la contamination
	Objectif 6 : Garantir l'accès de tous à des services d'alimentation en eau et d'assainissement gérés de façon durable	Réduction de la pollution, amélioration de la gestion des eaux usées et protection et restauration des écosystèmes liés à l'eau
	Objectif 7 : Garantir l'accès de tous à des services énergétiques fiables, durables et modernes, à un coût abordable	Amélioration des sources d'énergie et de leur efficacité et réduction correspondante des émissions
	Objectif 11 : Faire en sorte que les villes et les établissements humains soient ouverts à tous, sûrs, résilients et durables	Urbanisation durable et réduction de l'impact environnemental des villes, et protection et préservation du patrimoine culturel et naturel
	Objectif 12 : Établir des modes de consommation et de production durables	Gestion et utilisation durables des ressources naturelles, gestion écologiquement rationnelle des produits chimiques et de tous les déchets tout au long de leur cycle de vie, conformément aux principes directeurs arrêtés à l'échelle internationale

Cibles relevant de l'objectif de développement durable n° 14	Objectifs de développement durable auxquels contribue la réalisation de l'objectif n° 14	Mécanisme
	Objectif 13 : Prendre d'urgence des mesures pour lutter contre les changements climatiques et leurs répercussions ^a	Mise en œuvre de mesures d'adaptation aux changements climatiques, d'atténuation de leurs effets et de réduction de leur impact, et incorporation de mesures relatives aux changements climatiques dans les politiques, les stratégies et la planification nationales
	Objectif 15 : Préserver et restaurer les écosystèmes terrestres, en veillant à les exploiter de façon durable, gérer durablement les forêts, lutter contre la désertification, enrayer et inverser le processus de dégradation des terres et mettre fin à l'appauvrissement de la biodiversité	Réduction de la dégradation du milieu naturel et de l'appauvrissement de la biodiversité et prévention de l'extinction des espèces menacées
	Objectif 16 : Promouvoir l'avènement de sociétés pacifiques et inclusives aux fins du développement durable, assurer l'accès de tous à la justice et mettre en place, à tous les niveaux, des institutions efficaces, responsables et ouvertes à tous	Promotion de l'état de droit dans l'ordre interne et international
	Objectif 17 : Renforcer les moyens de mettre en œuvre le Partenariat mondial pour le développement durable et le revitaliser	Renforcement de la cohérence des politiques de développement durable

^a Étant entendu que la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques est le principal mécanisme international intergouvernemental de négociation de l'action à mener à l'échelle mondiale face aux changements climatiques.

^b Compte tenu des négociations menées dans le cadre de l'Organisation mondiale du commerce, du Programme de Doha pour le développement et du mandat ministériel de Hong Kong.

Vue d'ensemble des sous-objectifs de l'objectif de développement durable n° 14 et des chapitres correspondants



Deuxième partie

Introduction

Chapitre 2

Approche choisie pour l'évaluation

Constitutrices et contributeurs : Maria João Bebianno, Hilconida Calumpong, Sanae Chiba, Karen Evans, Carlos Garcia-Soto, Osman Keh Kamara, Enrique Marschoff, Essam Yassin Mohammed, Henn Ojaveer, Chul Park, Ylenia Randrianarisoa, Renison Ruwa, Jörn Schmidt, Alan Simcock, Anastasia Strati, Joshua T. Tuhumwire, Ca Thanh Vu, Juying Wang et Tymon Zielinski (Groupe d'experts du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques).

Principales observations

- L'objectif de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan est de mettre à jour la première Évaluation mondiale de l'océan en permettant de comprendre les changements qui se sont produits dans l'océan mondial depuis 2010 et les tendances qui y sont associées.
- L'évaluation donne également un aperçu de l'état des connaissances sur certains aspects qui n'ont pas été entièrement couverts par la première Évaluation, tels que les apports de bruit d'origine anthropique, les hydrates marins, les effets cumulatifs, la planification spatiale marine et les méthodes de gestion.
- L'évaluation repose sur une méthode modifiée du cadre « facteurs–pressions–état–impact–réponses » et est appuyée par une série d'ateliers visant à identifier les informations et les contributions spécifiques à la région aux fins de l'évaluation, par un processus d'examen par les pairs et par un processus d'examen par les États.

1. Objet de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan

L'objet de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan est fondé sur les principes régissant le Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socio-économiques, et son objectif et sa portée sont tirés des décisions pertinentes de l'Assemblée générale et du Groupe de travail spécial plénier sur le Mécanisme de notification et de son Bureau. L'objectif général est énoncé dans les recommandations du Groupe de travail sur le projet de cadre du Mécanisme (A/64/347, annexe) :

Le processus ordinaire établi dans le cadre de l'ONU serait reconnu comme le mécanisme mondial devant servir à l'examen continu et systématique de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques, par la voie d'évaluations régulières menées à l'échelle mondiale et suprarégionale et d'un tableau intégré des aspects environnementaux, économiques et sociaux. Ces évaluations devraient aider à prendre des décisions judicieuses et contribuer ainsi à la gestion viable des activités humaines qui ont un impact sur les océans et les mers, conformément au droit international, notamment la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer et les autres initiatives et instruments internationaux pertinents.

Les recommandations du Groupe de travail ont été approuvées par l'Assemblée générale dans sa résolution 64/71, et les principes régissant le Mécanisme ainsi que son objectif et sa portée ont été réaffirmés par l'Assemblée dans sa résolution 71/257.

En ce qui concerne les principes régissant le Mécanisme, le Groupe de travail indique ce qui suit dans ses recommandations :

[...] le mécanisme se conformerait au droit international, notamment à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer et aux autres initiatives et instruments internationaux pertinents, en s'inspirant notamment des principes suivants :

- a) Les océans, partie intégrante du système terrestre global;
- b) Évaluation régulière par les États Membres des produits de l'évaluation et du processus lui-même pour une gestion adaptative;
- c) Utilisation de données solides et promotion de l'excellence scientifique;
- d) Analyse régulière favorisant une détection rapide des nouveaux problèmes, des changements importants et des lacunes de savoir;
- e) Amélioration continue des capacités scientifiques et techniques, notamment promotion et développement des activités de

- renforcement des capacités et de transfert de technologies;
- f) Instauration de liens efficaces avec les décideurs politiques et autres utilisateurs;
- g) Communication et engagement incluant tous les acteurs par des moyens de participation appropriés, notamment une représentation et un équilibre régional adéquats à tous les niveaux;
- h) Prise en compte et utilisation des connaissances et des valeurs traditionnelles et autochtones;
- i) Transparence et responsabilité du processus et de ses produits;
- j) Échange d’informations à tous les niveaux;
- k) Bonne liaison avec les processus d’évaluation existants pour faire fond sur eux, en particulier aux niveaux régional et national;

- l) Application du principe de la représentation géographique équitable à toutes les activités du mécanisme.

Au cours du premier cycle, le champ d’application du Mécanisme et de la première Évaluation mondiale de l’océan consistait à établir une évaluation de référence de tous les aspects environnementaux, sociaux et économiques de l’océan. Dans sa résolution 72/73, l’Assemblée générale a décidé que la portée du deuxième cycle s’étendrait à l’évaluation des tendances et à l’identification des lacunes.

La présente évaluation, qui constitue le premier suivi de la première Évaluation, vise à fournir une vue d’ensemble des tendances observées depuis 2010 concernant tous les aspects liés à l’océan. De plus, elle contient des rapports sur certains aspects de l’océan n’ayant pas été entièrement abordés dans la première Évaluation, notamment les apports de bruit d’origine anthropique, les hydrates marins, les effets cumulatifs, la planification de l’espace marin et les méthodes de gestion.

2. Public visé et cadre de la deuxième Évaluation mondiale de l’océan

Le Mécanisme rend essentiellement compte à l’Assemblée générale (voir A/65/358). Étant donné que l’objectif du Mécanisme est d’« aider à prendre des décisions judicieuses et [de] contribuer ainsi à la gestion viable des activités humaines qui ont un impact sur les océans et les mers », le public principalement visé par la présente Évaluation est constitué de personnes de tous les secteurs qui prendront des décisions ayant une incidence sur le milieu marin. Celles-ci doivent parvenir à obtenir une vue d’ensemble de l’environnement marin dans son ensemble et à se concentrer sur les aspects les plus en rapport avec leur domaine.

La présente Évaluation suit le cadre « facteurs–pressions–état–impact–réponses », tel qu’il a été examiné au chapitre 3 de la première Évaluation, avec quelques modifications. Cette méthode modifiée est le résultat des discussions menées lors de la première série d’ateliers régionaux (décrits ci-après) sur

la structure de l’évaluation. Par conséquent, dans la présente Évaluation :

- a) Les facteurs de changement pertinents dans l’océan sont définis (partie 3);
- b) Les tendances de l’état actuel des principales composantes du milieu marin, telles que les groupes d’espèces, les types d’habitats et la société humaine, y compris les industries maritimes, sont décrites (partie 4);
- c) Les pressions et leurs impacts sur l’océan, y compris les éléments socioéconomiques pertinents, sont recensés (partie 5);
- d) L’évolution des mesures de gestion adoptées en réponse à ces pressions et impacts est décrite (partie 6).

Dans le reste de la présente partie, un aperçu des connaissances scientifiques actuelles sur l’océan est donné afin de donner le contexte de l’évaluation.

3. Établissement de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan

Conformément au mandat et aux méthodes de travail du Groupe d'experts du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques, pour le deuxième cycle du Mécanisme, et aux directives à l'intention des contributeurs élaborées par le Groupe, la présente Évaluation a été préparée par le Groupe et par des équipes de rédaction issues de la liste d'experts.

Le Groupe d'experts a été constitué pour superviser les travaux nécessaires à la réalisation de la présente Évaluation. Il est composé d'experts nommés par chacun des groupes régionaux d'États Membres de l'Organisation des Nations Unies. Les personnes chargées de la rédaction des différents chapitres et de la révision des projets de chapitres sont issues à la fois du Groupe d'experts et d'une liste d'experts. Celle-ci est composée d'experts qui figuraient sur la liste d'experts pendant le premier cycle du Mécanisme et d'autres experts nommés par les États spécifiquement pour le deuxième cycle.

La première tâche du Groupe d'experts a été d'établir la structure de l'évaluation. Une première structure, fondée sur celle de la première Évaluation, consistait en un résumé suivi de quatre parties axées sur les composantes de l'océan : l'océan et la circulation océanique; le réseau trophique; les mers côtières et les mers épicontinentales; la haute mer. La structure proposée a été examinée lors d'une première série de cinq ateliers régionaux organisés en 2017, au cours desquels les résultats de la première Évaluation ont été exposés, les évaluations régionales récentes examinées et les priorités régionales identifiées pour être intégrées dans la présente Évaluation. Sur la base des contributions des participants aux ateliers, le Groupe a révisé la structure proposée, à la lumière des deux principales questions soulevées, de façon qu'elle suive plus explicitement le cadre « facteurs–pressions–état–impact–réponses » (Smeets et Weterings, 1999), cadre internationalement reconnu, et

qu'elle aborde spécifiquement les questions de gestion. La structure révisée a été incorporée dans les grandes lignes de la présente Évaluation, qui a été examinée, modifiée et approuvée par le Groupe de travail spécial plénier lors de sa dixième réunion.

Pour appuyer l'élaboration des chapitres, une deuxième série d'ateliers régionaux a été organisée en 2018, à laquelle ont participé des membres du Groupe d'experts et d'autres experts (y compris les membres de la liste d'experts et les membres proposés des équipes de rédaction) nommés par les États, notamment ceux des régions concernées. Les ateliers ont tout particulièrement porté sur l'élaboration de chapitres spécifiques de l'évaluation, les participants mettant en avant les contributions régionales, les besoins de renforcement des capacités régionales et d'autres questions.

Le Groupe d'experts a veillé à ce qu'il y ait des listes appropriées de membres des équipes de rédaction et les a soumises au bureau du Groupe de travail spécial plénier pour approbation. Une série de méthodes a été adoptée pour identifier les membres potentiels des équipes de rédaction : plusieurs experts possédant des compétences pertinentes faisaient déjà partie de la liste d'experts et ont accepté de participer à la rédaction lorsque le Groupe les a contactés; certains membres ont participé à un atelier régional et ont ensuite été ajoutés à la liste d'experts; et d'autres ont été ajoutés à la suite d'une demande d'expertise spécifique du Groupe ou à leur propre demande. Les équipes de rédaction ont principalement mené leurs travaux par téléconférences et par correspondance.

Les directives à l'intention des contributeurs ont été élaborées par le Groupe d'experts, qui a notamment noté la nécessité de s'efforcer d'avoir un aperçu général, de décrire les risques, de gérer l'incertitude et de respecter l'éthique dans la rédaction et l'évaluation des documents du Mécanisme (UNGA, 2017b; UNGA, 2018). Les membres principaux et principaux adjoints du Groupe pour chaque

chapitre ont fourni des conseils sur les types d'informations acceptables et l'équilibre au sein du chapitre. Les membres de l'équipe de rédaction de chaque chapitre devaient examiner l'équilibre général du projet de chapitre et veiller, dans la mesure du possible, à ce qu'il soit rédigé sur la base des meilleures données et informations disponibles, et que les conclusions formulées soient solides et bien étayées.

Chaque projet de chapitre, une fois terminé et jugé apte à faire l'objet d'un examen par les pairs, a été envoyé pour examen par au moins deux pairs choisis dans la liste d'experts. Les pairs évaluateurs ont agi en toute indépendance et n'ont pas participé à la rédaction du chapitre qu'ils ont examiné. Il leur a été

demandé d'évaluer chaque chapitre du point de vue de l'équilibre général, et d'examiner si les meilleures données et informations disponibles avaient été utilisées et si les conclusions étaient solides et bien étayées.

Après l'examen par les pairs et la révision ultérieure de chaque chapitre par les équipes de rédaction, les chapitres ont été compilés et édités pour produire un document intégré à soumettre à l'examen des États. À la suite de cet examen, ils ont été à nouveau révisés par les équipes de rédaction, et un projet d'évaluation final a été rédigé. Le Groupe d'experts a soumis ce projet au Groupe de travail spécial plénier afin que celui-ci autorise sa soumission à l'Assemblée générale.

4. Terminologie

Il est important de faire une distinction entre la terminologie utilisée dans la description scientifique de l'océan et la terminologie juridique utilisée pour décrire les droits et obligations des États dans l'océan. À l'exception de certains aspects du plateau continental au-delà des 200 milles marins, les limites des zones maritimes établies par la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer ne sont pas fondées sur des critères géomorphologiques.

Dans la présente Évaluation, sauf indication contraire, le terme « plateau continental » désigne le plateau continental géomorphologique, et non le plateau continental tel que défini dans la Convention (voir notamment les chapitres 7J, 7M et 7N). Le plateau continental géomorphologique est généralement défini en termes d'extension sous-marine d'un continent ou d'une île jusqu'au point où une rupture marquée a lieu dans la pente, et la pente continentale commence sa chute jusqu'à l'élévation continentale ou la plaine abyssale (Hobbs, 2003).

De même, le terme « haute mer » fait référence à la colonne d'eau des zones d'eau profonde qui se trouvent au-delà (c'est-à-dire au large) du plateau continental géomorphologique. Elle couvre l'ensemble de la colonne d'eau (zone pélagique) dans les zones situées au-delà du plateau continental géomorphologique.

Le terme « eaux profondes » désigne les fonds marins des zones d'eaux profondes qui se trouvent au-delà (c'est-à-dire au large) du plateau continental géomorphologique. C'est la zone benthique qui se trouve en eau profonde (généralement à plus de plus de 200 m de profondeur).

En outre, l'expression « zones situées au-delà de la juridiction nationale » désigne la haute mer et la Zone (c'est-à-dire les fonds marins et leur sous-sol, au-delà des limites de la juridiction nationale) telles que définies dans la Convention.

5. Remerciements

Il importe de noter que des ressources ont été allouées au titre du budget ordinaire de l'Organisation des Nations Unies aux fins de la présente Évaluation. Cela a fait une différence significative dans l'exécution du travail.

Aucun des membres du Groupe d'experts ou de la liste d'experts n'a reçu de rémunération pour son travail.

Le Mécanisme remercie l'Allemagne, l'Australie, le Brésil, l'Équateur, l'Estonie, les États-Unis d'Amérique, le Ghana, la Grèce, l'Indonésie, le Japon, Malte, la Nouvelle-Zélande, les Palaos, la Pologne, le Portugal, le Qatar, la République de Corée, le Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord, la Thaïlande et l'Ukraine pour leur appui au titre de la présente Évaluation. Un soutien a également été apporté par

la Commission océanographique intergouvernementale, la Commission permanente du Pacifique Sud et un donateur privé anonyme. Le Mécanisme remercie également l'Estonie, l'Irlande, la Nouvelle-Zélande, les Pays-Bas, et la République de Corée pour leurs contributions volontaires au fonds d'affectation spéciale pour le Mécanisme régulier au cours du deuxième cycle.

Références

- Hobbs, Carl, III (2003). "Continental Shelf". In *Encyclopedia of Geomorphology*, ed. Andrew Goudie, Routledge, London and New York.
- Smeets, E., and R. Weterings (1999). Environmental indicators: typology and overview. Technical report No. 25/1999. European Environment Agency, Copenhagen.
- United Nations, Ad Hoc Working Group of the Whole of the General Assembly on the Regular Process for Global Reporting and Assessment of the State of the Marine Environment, including Socioeconomic Aspects. Report on the work of the Ad Hoc Working Group of the Whole to recommend a course of action to the General Assembly on the regular process for global reporting and assessment of the state of the marine environment, including socioeconomic aspects (A/64/347, annex, paras. 7 and 9).
- United Nations General Assembly (UNGA) (2010). Resolution 64/71, para. 177. See also resolution 72/73, para. 302.
- _____ (2016). Resolution 71/257 (Oceans and the Law of the Sea), para. 299.
- _____ (2017a). Resolution 72/73 (Oceans and the Law of the Sea), paras. 304 and 330.
- _____ (2017b). Guidance for Contributors: Part I (A/72/494, annex IV).
- _____ (2018). Guidance for Contributors: Part II (A/73/74, annex II).

Chapitre 3

Connaissance scientifique de l'océan

Constitutrices et contributeurs : Bing Qiao (organisateur de l'équipe de rédaction), Carlos Francisco Andrade, Paulo Antunes Horta, Nene Bi Trace Boniface, Sanae Chiba (co-responsable d'équipe), Mohammad Zahedur Rahman Chowdhury, Antonio Di Natale, Karen Evans, Carlos Garcia-Soto (co-responsable d'équipe), Enrique Marschoff, Colin Moffat, Jocelyne Mpemba Kazadi, Henn Ojaveer, Renison Ruwa (responsable d'équipe), Jörn Schmidt (co-responsable d'équipe), Hoinsoude Segniagbeto, Sekou Tidiane Bangoura, Kedong Yin, Chang-lk Zhang et Tymon Zielinski (co-responsable d'équipe).

Principales observations

- Les innovations en matière de technologie et d'ingénierie concernant les capteurs et les plateformes d'observation autonomes ont permis non seulement d'augmenter considérablement les observations de l'océan mais aussi de recueillir des données de meilleure résolution temporelle et spatiale.
- La mise en réseau et la coordination des programmes d'observation régionaux ont été encouragées et ont permis une meilleure coordination et une meilleure intégration des efforts ainsi que la standardisation et l'harmonisation des méthodes d'observation.
- Des disparités globales dans la compréhension et les connaissances au niveau régional continental demeurent, en particulier en Afrique, en Océanie et en Amérique du Sud.
- La plupart des réseaux d'observation n'intègrent pas les aspects économiques, sociaux et culturels de l'océan. Par conséquent, il existe des lacunes en matière d'observations ciblées et accessibles au public sur ces aspects dans des formats normalisés aux niveaux régional et mondial; ces observations peuvent être fournies par des travaux sur des comptes nationaux supplémentaires.

1. Introduction

Le présent chapitre décrit les changements liés à la base scientifique de la compréhension du milieu marin. La science fondée sur des preuves est considérée comme la base pour comprendre tous les aspects du monde. Les sciences naturelles ont été particulièrement importantes pour la découverte et l'avancement de la compréhension de l'environnement, tandis que les sciences sociales et humaines sont importantes pour comprendre les valeurs accordées à l'environnement marin et le comportement humain s'agissant de l'utilisation et de la valorisation de l'océan. La combinaison de ces disciplines a été essentielle pour comprendre les défis que rencontre l'humanité (qu'il s'agisse des individus, des communautés ou des sociétés) pour parvenir à une utilisation durable du milieu marin, à même de préserver ces valeurs tout en assurant la conservation du milieu marin. Les approches interdisciplinaires et transdisciplinaires sont de plus en plus encouragées dans les sciences marines, et de nouveaux programmes de financement soutenant ces approches ont été mis en œuvre par

plusieurs organismes de financement internationaux, tels que BiodivERsA¹, JPI Oceans² et le Forum Belmont³, des organismes nationaux, et des actions et initiatives dans le domaine de la diplomatie scientifique^{4,5}.

Le présent chapitre donne un aperçu des progrès scientifiques sur lesquels repose la compréhension de l'océan, ainsi que de l'évolution des capacités scientifiques depuis la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017c). Il résume les progrès récemment enregistrés dans le domaine de la science et les avancées en matière de capacité scientifique, et s'appuie sur le chapitre 3 de la première Évaluation, portant sur la compréhension scientifique des services écosystémiques (Nations Unies, 2017a), ainsi que sur le chapitre 30, portant sur la recherche scientifique marine (Nations Unies, 2017b). Toutefois, il ne fournit pas de mise à jour du concept de services écosystémiques ni de détails sur le nouveau concept de contributions apportées par la nature aux populations, présenté dans le

¹ Voir www.biodiversa.org.

² Voir <http://jpi-oceans.eu>.

³ Voir www.belmontforum.org.

⁴ Voir <https://allatlanticocean.org/main>.

⁵ Voir <https://meetings.pices.int>.

récent rapport de la Plateforme intergouvernementale science-politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) (Pascual et al., 2017), ces informations étant fournies dans le chapitre 28 de la présente Évaluation.

Le présent chapitre porte également sur des faits nouveaux plus généraux, intervenus depuis la première Évaluation, relatifs à des disciplines spécifiques et à la manière dont

elles ont modifié la compréhension de l'océan (voir section 2). Il résume les principaux changements par région (voir section 3), décrit les changements qui peuvent être attendus dans les années à venir (voir section 4) et donne un aperçu des lacunes existantes en matière de connaissances (voir section 5) et de renforcement des capacités (voir section 6).

2. Description de l'évolution des données, des technologies et des modèles depuis la première Évaluation mondiale de l'océan et des implications quant à la compréhension globale des océans, y compris les conséquences socioéconomiques

Suivant Valdés et al. [Commission océanographique internationale (UNESCO-COI), 2017a], l'évolution et le renforcement des connaissances scientifiques sont identifiés pour huit catégories globales de disciplines de recherche scientifique marine, à savoir : a) fonctions et processus des écosystèmes marins; b) océan et climat; c) croûte océanique et risques géologiques marins; d) croissance bleue; e) santé des océans; f) santé et bien-être de l'homme; g) technologie et ingénierie des océans; h) observations des océans et données marines. Les innovations techniques et les progrès de l'ingénierie dans les domaines des capteurs (par exemple, Wang et al., 2019) et des plateformes d'observation autonomes (Zolich et al., 2019) ont permis de recueillir des données de meilleure résolution temporelle et spatiale, y compris dans des zones reculées (Camus et al., 2019). La disponibilité de capteurs abordables et faciles à utiliser, les applications mobiles, le renforcement de la participation citoyenne (par exemple, Simoniello et al., 2019) et l'installation de capteurs sur des navires non scientifiques facilitent également la collecte d'observations plus nombreuses (Jiang et al., 2019). Cela a permis de mieux comprendre les systèmes physiques et biogéochimiques de l'océan (par exemple, Moore et al., 2019) et favorisé le développement des capacités en matière d'alerte rapide et de prévision des risques (Luther et al., 2017). Des ensembles de données et des

méthodes permettant d'évaluer avec précision les émissions anthropiques de CO₂ et leur redistribution dans l'atmosphère, les océans et la biosphère terrestre ont été élaborés (Le Quéré et al., 2018).

Les progrès de la technologie informatique et des approches statistiques pour l'analyse de grands ensembles de données, notamment grâce à l'apprentissage machine et à l'intelligence artificielle, ont entraîné des avancées dans le domaine de la télédétection et de l'utilité des ensembles de données océaniques, en particulier pour le contrôle et la surveillance des pêches (Toonen et Bush, 2020) et la gestion des bio-invasions (Koerich et al., 2020). Les progrès réalisés dans les approches génomiques de l'observation des océans, notamment par les méthodes d'ADN électronique (Ruppert et al., 2019), permettent de mieux comprendre la répartition et la composition des espèces (Canonica et al., 2019) dans l'océan et d'approfondir les connaissances sur les réseaux trophiques, les liens trophiques et la connectivité des espèces dans les régions. De nouveaux cadres et outils permettant d'identifier et d'évaluer les effets cumulés des pressions multiples sur les écosystèmes marins (Stelzenmüller et al., 2018; voir aussi chap. 25) ainsi que d'explorer des options de gestion pour le développement durable des sociétés humaines ont été élaborées (Halpern et al., 2017; Audzijonyte et al., 2019). Des projets

tels que le projet Seabed 2030⁶ de la Nippon Foundation et la Carte générale bathymétrique des océans ont été lancés, avec l'objectif ambitieux de cartographier 100 % des fonds marins d'ici à 2030.

Afin d'améliorer plus avant les observations océaniques mondiales au sein d'un système intégré et de garantir la comparabilité des données océaniques, la mise en réseau et la coordination des programmes d'observation régionaux ont été encouragées (Moltmann et al., 2019). Les méthodes d'observation sont normalisées et harmonisées grâce à des initiatives internationales telles que l'initiative sur les variables climatiques essentielles du

Système mondial d'observation du climat (Bojinski et al., 2014) et l'initiative sur les variables océaniques essentielles du Système mondial d'observation de l'océan (Miloslavich et al., 2018). Des services et des principes de données trouvables, accessibles, interopérables et réutilisables ont été proposés pour l'océan (Tanhua et al., 2019a), et des plateformes de partage des meilleures pratiques en matière d'observation de l'océan, de partage des données et de dialogue à l'échelle locale ont également été établies (Pearlman et al., 2019), dans le but d'améliorer l'utilisation efficace des données océaniques au profit de la société.

3. Principaux changements et conséquences par région

3.1. Océan Arctique

Le Conseil de l'Arctique, notamment le Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique et le Programme de surveillance de la biodiversité circumpolaire de la flore et de la faune arctiques, publie régulièrement des rapports sur l'état de l'environnement terrestre, d'eau douce et marin de l'Arctique. Des rapports récents sur l'état de la biodiversité arctique [Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF), 2017], l'acidification de l'océan [Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), 2018] et les effets des changements climatiques (AMAP, 2019) ont fourni de nouvelles informations sur les changements rapides de l'environnement marin arctique, notamment l'augmentation des rejets des rivières associée à la faible couverture de glace qui a entraîné une augmentation du carbone et des nutriments et, par conséquent, de la production primaire dans les régions côtières. De tels changements dans la production, ainsi que dans la durée et l'intensité de la prolifération des algues marines, ont de profondes répercussions sur l'ensemble de la chaîne alimentaire. Le réchauffement de l'Arctique a également entraîné l'introduction

de 20 espèces, et des changements dans l'aire de répartition de 59 autres ont été confirmés dans la mer des Tchoukches et la mer de Beaufort au cours des 15 dernières années. Selon les observations, l'acidification des océans affecte gravement le réseau trophique de l'Arctique, y compris des espèces commerciales telles que la morue (AMAP, 2019). Malgré les changements importants survenus dans l'océan Arctique, plusieurs régions et composantes de l'écosystème continuent d'être sous-étudiées et de faire l'objet d'une surveillance à long terme insuffisante (CAFF, 2017).

3.2. Océan Atlantique Nord, mer Baltique, mer Noire, mer Méditerranée et mer du Nord

Le programme commun de recherche et de développement sur la mer Baltique, BONUS⁷, a permis de réaliser des progrès significatifs dans l'amélioration de la compréhension de la mer Baltique. Des renversements de tendance majeurs, tels que le retour des grands prédateurs, la reconstitution de certains stocks de

⁶ Voir <https://seabed2030.gebco.net>.

⁷ Voir www.bonusportal.org.

poissons et la réduction des apports de nutriments et de substances nocives dans la Baltique, ont été constatés récemment (Reusch et al., 2018). Un modèle écosystémique « end-to-end » Atlantis spatialement explicite a récemment été développé pour la mer Baltique dans le but d'évaluer les effets des pressions anthropiques sur l'écosystème marin (Bossier et al., 2018). Dans la deuxième évaluation holistique de la santé des écosystèmes de la mer Baltique, la Commission d'Helsinki a montré que les buts et objectifs écologiques du plan d'action pour la mer Baltique n'ont pas encore été atteints, malgré quelques signes d'amélioration de l'état de la mer Baltique. Les résultats des analyses économiques et sociales ont également été inclus pour les thèmes sur lesquels des informations étaient disponibles au niveau infrarégional (Commission d'Helsinki, 2018).

La Commission pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est⁸ publie de temps à autre des mises à jour sur l'état du milieu marin. Selon son évaluation (Commission pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est, 2017), les zones marines protégées se sont étendues, et on assiste à une diminution des rejets de polluants et de déchets radioactifs, en particulier ceux liés aux installations pétrolières et gazières. Cependant, l'eutrophisation reste un problème et l'on constate une augmentation des déchets marins, en particulier des plastiques. Si l'évaluation faisait état d'une augmentation de la population de certains mammifères marins, tels que le phoque commun (*Phoca vitulina*) et le phoque gris (*Halichoerus grypus*), elle attestait toutefois d'un déclin de la population d'autres espèces, comme le marsouin commun (*Phocoena phocoena*) et le grand dauphin (*Tursiops truncatus*). Plus d'un quart des espèces d'oiseaux marins évaluées étaient en déclin, et les habitats benthiques continuaient d'être affectés par le chalutage de fond.

Dans le cadre de la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la

Méditerranée⁹, plusieurs plans d'action bien articulés et ciblant les questions prioritaires pour la Méditerranée sont en cours d'élaboration. Ils portent notamment sur la pollution, la conservation des habitats et des espèces, les changements climatiques, la gestion intégrée des zones côtières et l'utilisation durable des ressources.

Un grand nombre de tourbillons hypoxiques locaux de la « zone morte » dans la partie orientale de l'Atlantique Nord tropical ont été récemment découverts. Au nord du 12°N, les tourbillons amènent de l'eau de mer de faible salinité depuis la zone de remontée des eaux de la limite orientale de l'Atlantique Nord jusqu'à la haute mer, tandis qu'au sud du 12°N, les tourbillons semblent être générés en pleine mer (Schütte et al., 2016a). L'augmentation des concentrations de chlorophylle associée à une consommation accrue d'oxygène dans le noyau des tourbillons entraîne une augmentation de la consommation totale d'oxygène dans les eaux profondes de la partie orientale de l'océan Atlantique Nord tropical. Ce phénomène pourrait contribuer à la formation de la zone de minimum d'oxygène peu profonde dans la région (Schütte et al., 2016b).

3.3. Océan Atlantique Sud et ensemble des Caraïbes

Des progrès significatifs ont été réalisés dans l'observation, la compréhension et la prévision des multiples effets couplés des changements climatiques dans l'Atlantique tropical, tels que les précipitations continentales, l'activité des ouragans, la productivité biologique marine, les vagues de chaleur, la circulation atmosphérique avec le Pacifique équatorial, la corrélation avec les phénomènes sociaux et l'impact sur ceux-ci, ainsi que l'apport d'eau douce de l'Amazonie (Foltz et al., 2019; Rodrigues et al., 2019). Le projet PIRATA (Prediction and Research Moored Array in the Tropical Atlantic)¹⁰ a été transféré vers la prochaine génération de mouillages afin d'étendre et d'améliorer sa

⁸ Voir www.ospar.org.

⁹ Voir www.unep.org/unepmap.

¹⁰ Voir <http://pirata.ccst.inpe.br/en/home>.

capacité de recherche et de prévision sur les océans et le climat. D'autres observations *in situ* ont été obtenues grâce à des relevés hydrographiques réguliers et à des expéditions de navires volontaires. Les régions côtières du Sénégal ont connu un relâchement à long terme des remontées d'eau, ce qui a entraîné une prolifération de diatomées. Cela devrait entraîner une anoxie et une perte d'azote dans la région (Machu et al., 2019). Une meilleure compréhension de la cause, du mouvement et des impacts écologiques des efflorescences de sargasses dans la mer des Caraïbes est nécessaire (Wang et Hu, 2017).

Des progrès ont été réalisés concernant le système d'alerte précoce sur les récifs coralliens, en particulier grâce à de nouveaux partenariats, notamment entre le Centre de la Communauté des Caraïbes sur les changements climatiques et l'Administration américaine pour les océans et l'atmosphère (NOAA). Dans le cadre de cet accord, le Laboratoire océanique et météorologique de l'Atlantique, qui est partiellement financé par le Programme de conservation des récifs coralliens de la NOAA, fournit un soutien aux systèmes de consultation et d'information, y compris la programmation de la bouée de collecte de données et la transmission des données au laboratoire.

3.4. Océan Indien, mer d'Arabie, golfe du Bengale, mer Rouge, golfe d'Aden et golfe Persique

Les progrès réalisés dans la compréhension de l'océan Indien et de ses écosystèmes depuis la première Évaluation sont largement dus à la deuxième expédition internationale de l'océan Indien, qui est opérationnelle depuis 2015 et a été prolongée en 2020 pour cinq ans (Hood et al., 2015; Hood et al., 2019). La collaboration multinationale a permis d'observer que l'appauvrissement en oxygène sous la surface s'étend le long de la limite occidentale de la mer d'Arabie et a entraîné un changement spectaculaire des écosystèmes tant dans la mer d'Arabie que dans le golfe du Bengale (Gomes et al., 2014; Bristow et al., 2017). L'expédition a également permis de découvrir de nouveaux canyons sous-marins et de mieux

comprendre les habitats benthiques du champ de nodules de la plaine abyssale du bassin central de l'océan Indien, de la marge continentale occidentale de la mer d'Arabie et des régions occidentales du golfe du Bengale (Hood et al., 2019). Des changements considérables de la biogéochimie et des écosystèmes du golfe Persique résultant des activités humaines ont également été constatés dans le cadre de l'expédition, laquelle a également permis de recueillir pour la première fois des mesures de la production primaire, de l'absorption d'azote et de la diversité du phytoplancton dans les provinces biogéochimiques de l'océan Indien central oligotrophe (Hood et al., 2015).

Une révision du Système d'observation de l'océan Indien a conduit à la reconfiguration des mouillages du Réseau de bouées de recherche ancrées pour l'analyse et la prévision des moussons en Afrique, en Asie et en Australie, afin d'inclure de nouveaux sites dans la mer d'Arabie ainsi que huit autres sites prévus juste en dehors de la zone économique exclusive de l'Inde. Les mouillages fournissent des données océanographiques et météorologiques en temps quasi réel et sont directement accessibles aux centres de prévision climatique et météorologique à des fins de modélisation du climat et de prévision des conditions météorologiques (Hermes et al., 2019). Le nombre croissant de flotteurs Argo équipés de capteurs biogéochimiques déployés dans le cadre du système permet de mieux comprendre les principaux processus associés aux efflorescences de plancton et aux zones de minimum d'oxygène (Hermes et al., 2019).

L'écoulement indonésien, soit la fuite des eaux du Pacifique tropical occidental dans l'océan Indien tropical du sud-est par les mers indonésiennes, est une voie importante pour le transfert des signaux climatiques et de leurs anomalies dans l'océan mondial (Fan et al., 2018; Feng et al., 2017; Iwatani et al., 2018; Lee et al., 2019; Maher et al., 2018; Zhou et al., 2016). Une grande incertitude demeure quant à la mesure et la modélisation de la variabilité physique et biogéochimique dans les mers indonésiennes.

3.5. Océan Pacifique Nord

Les composantes du Système intégré d'observation de l'océan pour le Pacifique Nord ont élargi leur capacité de surveillance des côtes et ont commencé à inclure des disciplines des sciences sociales. Cela a permis de mieux comprendre le mécanisme et les impacts écologiques de la vague de chaleur en Alaska en 2014-2016 (Yang et al., 2019).

Depuis la première Évaluation, l'Organisation pour les sciences marines dans le Pacifique Nord¹¹ a renforcé son rôle dans la coordination des réseaux d'observation régionaux dans le Pacifique Nord et sert à la fois de plateforme pour le partage des connaissances entre les scientifiques et de passerelle entre la science et les décideurs politiques. Depuis la première Évaluation, elle a produit deux publications spéciales : l'une sur l'acidification et la désoxygénation de l'océan dans le Pacifique Nord (Christian et Ono, 2019) et l'autre sur les effets des débris marins engendrés par le tsunami de 2011 au Japon (Clarke Murray et al., 2019). Elle a également permis de mieux comprendre le climat et la prévisibilité des écosystèmes, les facteurs de prolifération des algues et des méduses, les écosystèmes marins et les services qu'ils fournissent, le bien-être humain et les grands prédateurs (Watanuki et al., 2016; Makino et Perry, 2017; Trainer, 2017; Uye et Brodeur, 2017; Zhang et al., 2015; Jang et Curchitser, 2018). L'organisation produit périodiquement un rapport sur l'état des écosystèmes du Pacifique Nord visant à examiner et à résumer l'état et les tendances des écosystèmes marins dans le Pacifique Nord, dans lequel elle examine les facteurs qui provoquent ou devraient provoquer des changements dans un avenir proche. Le troisième rapport, qui contiendra des détails sur les tendances des propriétés physiques, chimiques et biologiques de l'océan Pacifique Nord tout au long des années 2010, est en cours d'élaboration.

L'expansion intensive des capacités et des moyens de recherche marine, y compris des plateformes de télédétection et *in situ* ainsi que des infrastructures terrestres, par la Chine (Chen et Lei, 2019) a renforcé les capacités de surveillance dans les eaux de l'Asie du Sud-Est. Le système a appuyé les progrès de la coopération régionale en matière de développement durable et de recherche marine et climatique.

3.6. Océan Pacifique Sud

Une nouvelle compréhension des effets des changements climatiques et du réchauffement des océans a permis d'identifier les principaux points chauds de l'océan Pacifique Sud, notamment le sud-est de l'Australie, l'ouest des îles Galapagos, la Micronésie orientale et le passage de Drake, où les régions se réchauffent à des taux supérieurs à la moyenne mondiale¹². Dans le même temps, la description et la compréhension des vagues de chaleur marines et de leurs impacts sur les écosystèmes marins ont progressé (Oliver et al., 2018; Fordyce et al., 2019). Les évaluations des atolls coralliens de la région n'ont révélé aucun signe généralisé de déstabilisation physique en lien avec l'élévation du niveau de la mer, les zones terrestres restant stables (Duvat, 2018). Les systèmes d'observation de la région recueillent désormais des séries chronologiques de diverses observations océaniques, notamment sur l'environnement physique et chimique, la productivité biologique et les animaux marins, pour lesquels des tendances et changements sont signalés¹³.

De nouveaux partenariats régionaux entre les membres de la Commission permanente du Pacifique Sud (Chili, Colombie, Équateur et Pérou) ont été développés dans le but de surveiller et de prévoir la variabilité océanographique et climatique¹⁴. Dans le récent rapport sur le système d'observation du Pacifique tropical¹⁵, des recommandations ont été faites pour un

¹¹ Voir <https://meetings.pices.int>.

¹² Voir www.marinehotspots.org.

¹³ Voir www.imosoceanreport.org.au.

¹⁴ Voir http://met.igp.gob.pe/el_nino/enfen/index.html.

¹⁵ Voir <http://tpos2020.org>.

réseau amarré remanié¹⁶ qui pourrait améliorer les observations dans l'océan Pacifique tropical.

Tous les cinq ans, le Gouvernement australien établit un rapport sur l'état de l'environnement en Australie, dont le dernier a été publié en 2016 (Clark et Johnston, 2016; Evans et al., 2016; Evans et al., 2018). Les rapports thématiques marins et côtiers ont conclu que l'état général des environnements côtiers et marins australiens pouvait être considéré comme bon. Toutefois, les impacts historiques d'un certain nombre de pressions, telles que la pêche commerciale et récréative, et les pressions continues causées par des activités qui sont à l'heure actuelle mal gérées, telles que les changements climatiques et les débris marins, ont entraîné une détérioration de ces environnements et continuent d'avoir un effet négatif sur eux. En conséquence, les perspectives pour l'environnement côtier et marin étaient considérées comme mitigées et dépendaient largement de la trajectoire croissante des pressions liées au climat et de l'intensification en cours du développement côtier et marin.

La Nouvelle-Zélande établit également un rapport sur l'état de son environnement marin de manière régulière, deux de ces rapports ayant été publiés depuis la première Évaluation, en 2016 et 2019¹⁷. Le rapport le plus récent a mis en évidence les problèmes actuels, notamment les menaces pesant sur de nombreuses espèces et de nombreux habitats, l'augmentation des apports de pollution et de l'accumulation de sédiments dans le milieu marin, l'accroissement de l'activité des bateaux et de la navigation, qui entraîne la propagation d'espèces non indigènes et de la pollution, l'intensification du développement côtier et un changement sans précédent du milieu marin associé aux changements climatiques. Il convient de noter que le rapport soulignait que l'effet cumulatif de ces pressions était le problème le plus urgent auquel l'océan était confronté.

3.7. Océan Austral

Dans l'océan Austral, le Système d'observation de l'océan Austral, une initiative conjointe du Comité scientifique pour les recherches antarctiques et du Comité scientifique pour les recherches océaniques créé en 2011, facilite la collecte d'observations océanographiques physiques, chimiques et biologiques essentielles. Les réseaux régionaux d'activités d'observation opérant dans le cadre du Système d'observation de l'océan Austral facilitent l'échange d'informations, le transfert de technologies, la normalisation des mesures et le partage des données¹⁸. Les outils développés par le système comprennent une plateforme interactive en libre accès sur Internet, qui permet aux utilisateurs d'explorer des ensembles de données circumpolaires et facilite l'échange d'informations scientifiques. Une base de données des prochaines expéditions dans l'océan Austral permet aux utilisateurs de découvrir les expéditions (voyages, vols ou traversées) prévues afin de faciliter la coordination des activités sur le terrain (Newman et al., 2019). Le système a permis de faire progresser le nombre d'observations recueillies depuis la première Évaluation, notamment en ce qui concerne la surveillance de l'augmentation de la température des océans (Roemmich et al., 2015), de l'augmentation des vents d'ouest au-dessus du courant circumpolaire antarctique (Gand, 2016) et du rafraîchissement de l'océan, plus particulièrement à proximité du continent (Schmidtko et al., 2014). Le déploiement de capteurs biochimiques a permis d'intensifier les mesures de la chlorophylle *a*, du nitrate, de l'oxygène, de la lumière, des propriétés optiques et du pH dans tout l'océan Austral (Newman et al., 2019). Des flotteurs Bio-Argo adaptés à la navigation en eau glacée recueillent désormais des informations sur les cycles biogéochimiques pendant les périodes de glaciation (Briggs et al., 2017), et des planeurs viennent compléter la collecte d'observations océaniques (Newman et al., 2019). Les changements actuels relatifs aux

¹⁶ Voir www.pmel.noaa.gov/gtmba/mission.

¹⁷ Voir www.mfe.govt.nz.

¹⁸ Voir <http://soos.aq/activities/cwg/soflux>.

écosystèmes ont des effets variables sur les prédateurs marins. On a ainsi observé un déclin de certaines populations de manchots Adélie (*Pygoscelis adeliae*) et de manchots à jugulaire (*Pygoscelis antarcticus*), mais une augmentation de certaines populations de manchots papous (*Pygoscelis papua*) (Trivelpiece et al., 2011; Hinke et al., 2017; voir aussi chap. 7K). La surveillance à long terme des

espèces marines, notamment des manchots et des phoques, se poursuit au titre de la Convention sur la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique, dans le cadre de la gestion de la pêche au krill, et permet de mieux comprendre leur comportement alimentaire et leur démographie (Newman et al., 2019).

4. Perspectives pour la connaissance scientifique de l'océan

La poursuite de la recherche scientifique aidera à évaluer la réalisation des cibles de l'objectif de développement durable n° 14, en particulier pendant la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable¹⁹. Dans le cadre de cette Décennie, la nécessité d'adopter des approches scientifiques innovantes, impliquant de nombreuses disciplines et de nombreux secteurs de la société, est reconnue pour parvenir à réaliser le Programme de développement durable à l'horizon 2030. En ce qui concerne l'observation des océans et des côtes en général, la conférence OceanObs'19²⁰ a formulé une série de recommandations qui portent notamment sur le maintien des observations océaniques, la mise en relation avec les utilisateurs et les parties prenantes, l'identification des avantages des observations pour la société, la poursuite de l'élaboration d'indicateurs pour l'océan et la promotion d'approches transdisciplinaires en matière de recherche. Des feuilles de route sont en cours d'élaboration afin de poursuivre le développement d'un système mondial d'observation des océans qui intégrera les observations abiotiques et biotiques et ne

se limitera pas aux technologies d'observation traditionnelles (Speich et al., 2019). Avec les progrès de la technologie informatique et des méthodes d'analyse, les résultats des études sur l'ADN électronique aideront à analyser les observations de la biodiversité, ce qui permettra d'améliorer l'entrée des informations dans les modèles écosystémiques et leur utilisation dans la gestion des écosystèmes.

La Convention internationale pour le contrôle et la gestion des eaux de ballast et sédiments des navires est entrée en vigueur en 2017²¹. Elle vise à prévenir la propagation d'organismes aquatiques nuisibles d'une région à l'autre en établissant des normes et des procédures pour la gestion et le contrôle des eaux de ballast et des sédiments des navires. D'autres travaux scientifiques sont nécessaires pour produire les preuves et les connaissances requises, en s'appuyant notamment sur des observations et sur les progrès technologiques, afin d'aider les gestionnaires et les parties prenantes, y compris les autorités gouvernementales, à mettre en œuvre la convention.

5. Principales lacunes en matière de connaissances

Les défis scientifiques à venir concernent notamment la compréhension et l'anticipation des phénomènes d'oscillation australe

El Niño et des points de basculement des écosystèmes marins, la quantification des effets cumulés des pressions multiples sur

¹⁹ Voir la résolution 72/73 de l'Assemblée générale; voir également www.oceandecade.org.

²⁰ Voir www.oceanobs19.net/sessions.

²¹ Organisation maritime internationale, document BWM/CONF/36, annexe; voir aussi [www.imo.org/fr/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships'-Ballast-Water-and-Sediments-\(BWM\).aspx](http://www.imo.org/fr/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships'-Ballast-Water-and-Sediments-(BWM).aspx).

les environnements marins, le développement d'approches de gestion modulable et leur mise en œuvre, et la préconisation d'une prise en compte et d'une intégration plus larges des connaissances locales, traditionnelles et autochtones dans l'évaluation et la gestion des écosystèmes marins.

Des disparités globales subsistent en matière de compréhension et de manques de connaissances au niveau régional continental. La majeure partie des recherches et des informations facilement disponibles (sur la base du nombre de publications) concerne l'océan Atlantique Nord, l'océan Pacifique Nord et l'océan Arctique. Pour d'autres régions, notamment l'Afrique, l'Océanie et l'Amérique du Sud (UNESCO-COI, 2017b), les informations disponibles sont moins nombreuses.

La diffusion en temps utile des mesures collectées est très importante pour l'utilisation efficace des données dans les systèmes actuels de prévision et de surveillance océaniques connectés. Cet aspect de la mise à disposition des données et le logiciel de contrôle de la qualité sont essentiels pour utiliser au mieux les observations océaniques.

Actuellement, la plupart des réseaux d'observation mondiaux n'intègrent pas les aspects économiques, sociaux et culturels de l'océan et, par conséquent, il existe un déficit d'observations ciblées, soutenues et accessibles au public de ces aspects des systèmes marins dans des formats normalisés aux niveaux

régional et mondial (Evans et al., 2019). La compilation d'informations économiques, sociales et culturelles dans des formats utilisables pour les inclure dans un cadre d'évaluation en vue d'une synthèse à l'échelle mondiale nécessite des efforts considérables, souvent au-delà des capacités des individus ou des groupes d'individus qui contribuent à la présente Évaluation. Il s'agit d'un domaine dans lequel une extension des cadres d'observation actuels pour y intégrer une surveillance soutenue et normalisée des aspects économiques, sociaux et culturels de l'océan améliorerait considérablement les évaluations entreprises dans le cadre de la présente Évaluation (Evans et al., 2019). L'IPBES a clairement indiqué la nécessité de renforcer les capacités non seulement pour surveiller la biodiversité, mais également pour comprendre ses fonctions et l'effet que les activités humaines, y compris les changements climatiques, ont sur elle (IPBES, 2019). L'un des objectifs des variables développées dans le cadre du Système mondial d'observation des océans est d'étendre les observations des pressions exercées sur les écosystèmes marins par les activités humaines afin d'inclure le bruit des océans et les débris marins, y compris les plastiques. Les résultats de l'évaluation pourraient aider à orienter le processus d'identification de ces variables et, ce faisant, pourraient fournir une voie commune pour améliorer encore les observations qui contribuent aux évaluations futures.

6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

Les progrès relatifs à la compréhension globale des connaissances scientifiques dépendent de l'harmonisation des efforts déployés pour mener des recherches à l'échelle mondiale dans toutes les régions continentales. Cette harmonisation dépend elle-même de la manière dont les infrastructures de pointe, les capacités humaines scientifiques spécialisées et les technologies sont réparties et partagées dans le cadre de partenariats. De nombreuses disciplines des sciences naturelles, telles que

l'océanographie physique, chimique et biologique et la géologie marine, requièrent des navires de recherche ou d'autres équipements spécialisés ainsi qu'une technologie moderne de pointe et le soutien de laboratoires terrestres dotés d'équipements modernes pour pouvoir mener des enquêtes de recherche à toutes les profondeurs de l'océan, aux quatre coins de la planète. L'utilisation de satellites permettant de conduire des études de l'océan par télédétection constitue un autre domaine

de soutien nécessaire. Des innovations sont également nécessaires en matière d'outils et de méthodes d'observation *in situ* rentables.

Actuellement, le niveau de compréhension scientifique est faussé à l'échelle régionale en raison des disparités dans les capacités des infrastructures régionales et dans les capacités humaines professionnelles spécialisées. Or, ces disparités affectent les possibilités de s'engager dans une recherche océanique compétitive et, à leur tour, conduisent aux disparités observées dans la compréhension scientifique des océans à l'échelon régional.

Pour améliorer les capacités de prévision de l'oscillation australe El Niño et d'autres variations océaniques et climatiques, il faut renforcer les systèmes d'observation des océans et promouvoir les partenariats avec les pays de la région afin de renforcer les capacités locales²². Il est également nécessaire d'intégrer davantage les observations multidisciplinaires et de réduire l'incertitude des modèles de prévision afin de surveiller les changements significatifs des environnements physiques et biogéochimiques et leurs impacts sur les écosystèmes et la société. Enfin, des innovations en matière de stratégies de financement sont également nécessaires pour soutenir les systèmes d'observation intégrés.

La communauté scientifique océanique a proposé des plans d'action pour la prochaine décennie (Speich et al., 2019), qui comprennent des efforts destinés à accroître l'efficacité de la chaîne de valeur de l'information océanique (Tanhua et al., 2019b). Afin de maximiser l'utilité des données océaniques pour la société, un effort de rationalisation englobant l'interface de chaque service, l'observation scientifique, l'assemblage et la gestion des données et les politiques est nécessaire. Par exemple, l'intégration des systèmes d'observation et des principes de données trouvables, accessibles, interopérables et réutilisables doit être mise en œuvre de manière harmonisée. L'objectif de la présente Évaluation est de permettre de transmettre les connaissances scientifiques sous forme d'informations utilisables et compréhensibles pour les utilisateurs non universitaires et pouvant ainsi servir de lien important dans la chaîne de valeur des données océanographiques.

Les connaissances locales, traditionnelles et autochtones doivent être davantage intégrées. Par ailleurs, les concepts relatifs à la facilitation de la collaboration en vue d'offrir des possibilités d'identifier des synergies ainsi que de partager et d'échanger des informations (Wright et al., 2019) doivent devenir des bonnes pratiques.

Références

- Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) (2018). *AMAP Assessment 2018: Arctic Ocean Acidification*. Tromsø, Norway: AMAP.
- _____ (2019). *AMAP Climate Change Update 2019: An Update to Key Findings of Snow, Water, Ice and Permafrost in the Arctic (SWIPA) 2017*. Oslo, Norway: AMAP, p. 12.
- Audzijonyte, Asta, and others (2019). Atlantis: a spatially explicit end-to-end marine ecosystem model with dynamically integrated physics, ecology and socio-economic modules. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 10, No. 10, pp. 1814–1819. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13272>.
- Bojinski, Stephan, and others (2014). The concept of essential climate variables in support of climate research, applications, and policy. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 95, No. 9, pp. 1431–1443.
- Bossier, Sieme, and others (2018). The Baltic Sea Atlantis: An integrated end-to-end modelling framework evaluating ecosystem-wide effects of human-induced pressures. *PloS One*, vol. 13, No. 7.
- Briggs, Ellen M., and others (2017). Physical and biological drivers of biogeochemical tracers within the seasonal sea ice zone of the Southern Ocean from profiling floats. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, 123(2), pp. 746–758. <https://doi.org/10.1002/2017JC012846>.

²² Voir <http://soos.aq/activities/cwg/soflux>.

- Bristow, L.A., and others (2017). N_2 production rates limited by nitrite availability in the Bay of Bengal oxygen minimum zone. *Nature Geoscience*, vol. 10, No. 1, pp. 24–29. <https://doi.org/10.1038/ngeo2847>.
- Camus, Lionel, and others (2019). Autonomous surface and underwater vehicles reveal new discoveries in the arctic ocean. In *OCEANS 2019-Marseille*, pp. 1–8. IEEE.
- Canonico, Gabrielle, and others (2019). Global observational needs and resources for marine biodiversity. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 367. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00367>.
- Chen, Lianzeng, and Bo Lei (2019). Marine science and technology development over the past 70 years in China. *Haiyang Xuebao*, 41(10): 3–22. <https://doi.org/10.3969/j.issn.0253-4193.2019.10.002>.
- Christian, James R., and Tsuneo Ono, eds. (2019). *Ocean Acidification and Deoxygenation in the North Pacific Ocean*. PICES Special Publication 5. North Pacific Marine Science Organization (PICES).
- Clark G.F., and E.L. Johnston (2016). Coasts: coasts. In *Australia State of the Environment 2016*. Canberra: Australian Government Department of the Environment and Energy. <https://soe.environment.gov.au/theme/coasts>.
- Clarke Murray, Cathryn, and others, eds. (2019). *The Effects of Marine Debris Caused by the Great Japan Tsunami of 2011*. PICES Special Publication 6. North Pacific Marine Science Organization (PICES).
- Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (2017). *Intermediate Assessment 2017*. <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/intermediate-assessment-2017>.
- Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF) (2017). State of the Arctic Marine Biodiversity. www.arcticbiodiversity.is/marine.
- Delory, E., and J. Pearlman, eds. (2018), *Challenges and Innovations in Ocean: In Situ Sensors*, 1st edition. ISBN: 9780128098868.
- Duvat, Virginie K.E. (2018). A global assessment of atoll island planform changes over the past decades. *WIREs Climate Change*, vol. 10, No. 1, p. e557. <https://doi.org/10.1002/wcc.557>.
- Dziak, R.P., and others (2017): Ambient sound at Challenger Deep, Mariana Trench. *Oceanography*, 30(2), 186–197, <https://doi.org/10.5670/oceanog.2017.240>.
- Evans, Karen, and others (2016). Marine environment: marine environment. In *Australia State of the Environment 2016*. Canberra: Australian Government Department of the Environment and Energy. Canberra.
- Evans, Karen, and others (2019). The global integrated world ocean assessment: linking observations to science and policy across multiple scales. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 298. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00298>.
- Evans, Karen, and others (2018). Enhancing the robustness of a national assessment of the marine environment. *Marine Policy*, vol. 98, pp. 133–145. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.011>.
- Fan, W., and others (2018) Variability of the Indonesian Throughflow in the Makassar Strait over the Last 30 ka. *Scientific Reports*, 8(1):5678. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-24055-1>.
- Feng, M., and others (2017). Contribution of the deep ocean to the centennial changes of the Indonesian Throughflow. *Geophysical Research Letters*, 44(6):2859–2867. <https://doi.org/10.1002/2017GL072577>.
- Fernandez C., and others (2019). Temporal and spatial variability of biological nitrogen fixation off the upwelling system of central Chile (35–38.5°S), *Journal of Geophysical Research Oceans*, vol. 120, pp.3330–3349. <https://doi.org/10.1002/2014JC010410>.
- Foltz, G.R., and others (2019). The tropical Atlantic observing system. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 206. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00206>.
- Fordyce, Alexander J., and others (2019). Marine Heatwave Hotspots in Coral Reef Environments: Physical Drivers, Ecophysiological Outcomes, and Impact Upon Structural Complexity. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 498. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00498>.
- Gent, Peter R. (2016). Effects of Southern Hemisphere wind changes on the meridional overturning circulation in ocean models. *Annual Review of Marine Science*, vol. 8, No. 1, pp. 79–94. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-033929>.
- Gomes, Helga do Rosário, and others (2014). Massive outbreaks of noctiluca scintillans blooms in the Arabian Sea due to spread of hypoxia. *Nature Communications*, vol. 5, No. 1, p. 4862. <https://doi.org/10.1038/ncomms5862>.
- Halpern, Benjamin S., and others (2017). Drivers and implications of change in global ocean health over the past five years. *PLOS ONE*, vol. 12, No. 7, pp. 1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178267>.

- Helsinki Commission (2018). State of the Baltic Sea: second HELCOM holistic assessment 2011-2016. In *Baltic Sea Environment Proceedings 155*. Helsinki, Finland.
- Hermes, J.C., and others (2019). A sustained ocean observing system in the Indian Ocean for climate related scientific knowledge and societal needs. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 355. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00355>.
- Hinke, Jefferson T., and others (2017). Variable vital rates and the risk of population declines in Adélie penguins from the Antarctic Peninsula region. *Ecosphere*, vol. 8, No. 1, p. e01666. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1666>.
- Hood, Raleigh R., and others (2015). *Science Plan of the Second International Indian Ocean Expedition (IIOE 2): A Basin-Wide Research Program*. Newark, Delaware: Scientific Committee on Oceanic Research.
- Hood, Raleigh R., and others (2019). The second International Indian Ocean Expedition (IIOE-2): Motivating new exploration in a poorly understood ocean basin (volume 2). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 166, pp. 3–5. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2019.07.016>.
- Huang, Zhi, and Xiao Hua Wang (2019). Mapping the spatial and temporal variability of the upwelling systems of the Australian south-eastern coast using 14-year of MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 227, pp. 90–109.
- Intergovernmental Oceanographic Commission (UNESCO-IOC) (2017a). *Global Ocean Science Report: The Current Status of Ocean Science around the World*. ed. Luis Valdés. Paris: UNESCO Publishing.
- _____ (2017b). Research productivity and science impact. In *Global Ocean Science Report: The Current Status of Ocean Science around the World*, ed. Luis Valdés. Paris: UNESCO Publishing.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) (2019). *Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES/7/10/Add.1*.
- Jang, Chan Joo, and Enrique Curchitser, eds. (2018). Report of working group 29 on regional climate modeling. *PICES Scientific Report*, No. 54, pp. 1–177.
- Iwatani, Hokuto, and others (2018). Intermediate-water dynamics and ocean ventilation effects on the Indonesian Throughflow during the past 15,000 years: Ostracod evidence. *Geology*. <https://doi.org/10.1130/G40177.1>.
- Jiang, Zong-Pei, and others (2019). Enhancing the observing capacity for the surface ocean by the use of Volunteer Observing Ship. *Acta Oceanologica Sinica*, vol. 38, No. 7, pp. 114–120. <https://doi.org/10.1007/s13131-019-1463-3>.
- Koerich, Gabrielle, and others (2020). How experimental physiology and ecological niche modelling can inform the management of marine bioinvasions? *Science of The Total Environment* 700: 134692. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134692>.
- Lee, T., and others (2019). Maritime Continent water cycle regulates low-latitude chokepoint of global ocean circulation. *Nature Communications*. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10109-z>.
- Le Quéré, C., and others (2018). Global carbon budget 2018. *Earth System Science Data*, vol. 10, No. 4, pp. 2141–2194. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018>.
- Luther, Jochen, and others (2017). World Meteorological Organization: Concerted International Efforts for Advancing Multi-hazard Early Warning Systems. In *Advancing Culture of Living with Landslides*, eds. Kyoji Sassa, Matjaž Mikoš, and Yueping Yin, pp. 129–41. Cham, Switzerland: Springer International Publishing.
- Machu, E., and others (2019). First evidence of anoxia and nitrogen loss in the southern Canary upwelling system. *Geophysical Research Letters*, vol. 46, No. 5, pp. 2619–2127. <https://doi.org/10.1029/2018GL079622>.
- Maher, N., and others (2018). Role of Pacific trade winds in driving ocean temperatures during the recent slowdown and projections under a wind trend reversal. *Climate Dynamics*, 51(1-2):321-336. <https://doi.org/10.1007/s00382-017-3923-3>.
- Makino, Mitsutaku, and R. Ian Perry, eds. (2017). Marine Ecosystems and Human Well-being: The PICES-Japan MAFF MarWeB Project. *PICES Scientific Report*, No. 52, pp. 1–234.

- Miloslavich, Patricia, and others (2018). Essential ocean variables for global sustained observations of biodiversity and ecosystem changes. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 6, pp. 2416–2133. <https://doi.org/10.1111/gcb.14108>.
- Molina, Verónica, and Laura Farías (2009). Aerobic ammonium oxidation in the oxycline and oxygen minimum zone of the eastern tropical South Pacific off northern Chile (~20°S). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 56, pp. 1032–1041. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2008.09.006>.
- Moltmann, Tim, and others (2019). A Global Ocean Observing System (GOOS), delivered through enhanced collaboration across regions, communities, and new technologies. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 291. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00291>.
- Moore, Andrew M., and others (2019). Synthesis of ocean observations using data assimilation for operational, real-time and reanalysis systems: a more complete picture of the state of the ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 90. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00090>.
- Newman, Louise, and others (2019). Delivering sustained, coordinated, and integrated observations of the Southern Ocean for global impact. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 433. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00433>.
- Oliver, Eric C.J., and others (2018). Marine heatwaves off eastern Tasmania: trends, interannual variability, and predictability. *Progress in Oceanography*, vol. 161, pp. 116–130.
- Pascual, Unai, and others (2017). Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 26–27, pp. 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.coust.2016.12.006>.
- Pearlman, Jay, and others (2019). Evolving and sustaining ocean best practices and standards for the next decade. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 277. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00277>.
- Reusch, Thorsten B.H., and others (2018). The Baltic Sea as a time machine for the future coastal ocean. *Science Advances*, vol. 4, No. 5. <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar8195>.
- Rignot, Eric, and others (2002). Rapid bottom melting widespread near Antarctic Ice Sheet grounding lines. *Science (New York)*, 296(5575): 2020–3. <https://doi.org/10.1126/science.1070942>.
- Rodrigues, R.R., and others (2019). Common cause for severe droughts in South America and marine heatwaves in the South Atlantic. *Nature Geoscience*, 12(8), 620–626. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0393-8>.
- Roemmich, Dean, and others (2015). Unabated planetary warming and its ocean structure since 2006. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 3, pp. 240–45. <https://doi.org/10.1038/nclimate2513>.
- Ruppert, Krista M., and others (2019). Past, present, and future perspectives of environmental DNA (eDNA) metabarcoding: A systematic review in methods, monitoring, and applications of global eDNA. *Global Ecology and Conservation*, vol. 17, p. e00547. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00547>.
- Schmidtko, Sunke, and others (2014). Multidecadal warming of Antarctic waters. *Science*, vol. 346, No. 6214, pp. 1227–1231. <https://doi.org/10.1126/science.1256117>.
- Schütte, Florian, and others (2016a). Occurrence and characteristics of mesoscale eddies in the tropical northeastern Atlantic Ocean. *Ocean Science*, 12(3), pp. 663–685. <https://doi.org/10.5194/os-12-663-2016>.
- Schütte, Florian, and others (2016b). Characterization of “dead-zone” eddies in the tropical northeast Atlantic Ocean. *Biogeosciences (BG)*, 13, pp. 5865–5881.
- Simoniello, Christina, and others (2019). Citizen-science for the future: advisory case studies from around the globe. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 225. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00225>.
- Speich, Sabrina, and others (2019). Editorial: OceanObs'19: an ocean of opportunity. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 570. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00570>.
- Stelzenmüller, Vanessa, and others (2018). A risk-based approach to cumulative effect assessments for marine management. *Science of The Total Environment*, vol. 612, pp. 1132–1140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.289>.
- Tanhua, Toste, and others (2019a). Ocean fair data services. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 440.
- Tanhua, Toste, and others (2019b). What we have learned from the framework for ocean observing: evolution of the global ocean observing system? *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 471. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00471>.

- Toonen, Hilde M., and Simon R. Bush (2020). The digital frontiers of fisheries governance: fish attraction devices, drones and satellites. *Journal of Environmental Policy & Planning*, vol. 22, No. 1, pp. 125–137. <https://doi.org/10.1080/1523908X.2018.1461084>.
- Trainer, Vera L., ed. (2017). Conditions Promoting Extreme Pseudo-nitzschia Events in the Eastern Pacific but not the Western Pacific. *PICES Scientific Report*, No. 53, pp. 1–52.
- Trivelpiece, Wayne Z., and others (2011). Variability in krill biomass links harvesting and climate warming to penguin population changes in Antarctica. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 108, No. 18, pp. 7625–7628. <https://doi.org/10.1073/pnas.1016560108>.
- United Nations (2017a). Chapter 3: Scientific understanding of ecosystem services. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Chapter 30: Marine scientific research. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Uye, Shin-ichi, and Richard D. Brodeur, eds. (2017). Report of working group 26 on jellyfish blooms around the North Pacific rim: causes and consequences. *PICES Scientific Report*, No. 51, pp. 1–222.
- Wang, M.Q., and C.M. Hu (2017). Predicting sargassum blooms in the Caribbean Sea from MODIS observations. *Geophysical Research Letters* 44: 3265–3273. <https://doi.org/10.1002/2017GL072932>.
- Wang, Zhaohui Aleck, and others (2019). Advancing observation of ocean biogeochemistry, biology, and ecosystems with cost-effective in situ sensing technologies. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 519. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00519>.
- Watanuki, Yutaka, and others, eds. (2016). Spatial ecology of marine top predators in the North Pacific: tools for integrating across datasets and identifying high use areas. *PICES Scientific Report*, No. 50, pp. 1–55.
- Wright, A.L., and others (2019). Using two-eyed seeing in research with indigenous people: an integrative review. *International Journal of Qualitative Methods*. <https://doi.org/10.1177/1609406919869695>.
- Yang, Qiong, and others (2019). How “The Blob” affected groundfish distributions in the Gulf of Alaska. *Fisheries Oceanography*, vol. 28, No. 4, pp. 434–453. <https://doi.org/10.1111/fog.12422>.
- Zhang, Chang Ik, and others (2015). An extended ecosystem-based fisheries assessment. In *Proceedings of the Twelfth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 15, 6–10 October 2015, Varna, Bulgaria*, E. Ozhan (ed.), vol. 1467–1490.
- Zhou, L., and others (2016). A Central Indian Ocean Mode and Heavy Precipitation during Indian Summer Monsoon. *Journal of Climate*, 30(6):2055–2067. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-16-0347.1>.
- Zolich, Artur, and others (2019). Survey on communication and networks for autonomous marine systems. *Journal of Intelligent & Robotic Systems*, vol. 95, No. 3, pp. 789–813. <https://doi.org/10.1007/s10846-018-0833-5>.

Troisième partie
Facteurs
de changement
du milieu marin

Chapitre 4

Facteurs

Constitutrices et contributeurs : Chang-Ik Zhang (organisateur de l'équipe de rédaction), Karen Evans (coresponsable d'équipe), Andrew F. Johnson, Osman Keh Kamara (coresponsable d'équipe), Renison Ruwa (responsable d'équipe), Jörn Schmidt (coresponsable d'équipe) et Thomas W. Therriault.

Principales observations

- Les principaux facteurs ayant un impact sur le milieu marin et sa durabilité sont les suivants : a) la croissance de la population et les changements démographiques; b) l'activité économique; c) les progrès technologiques; d) l'évolution des structures de gouvernance et l'instabilité géopolitique; e) les changements climatiques.
- Ces facteurs et ces pressions (et leurs conséquences) entretiennent des liens complexes qui évoluent constamment; l'interaction entre facteurs produit des effets cumulatifs et augmente les pressions.
- Les facteurs varient d'une région à l'autre en raison des disparités mondiales de la répartition de la population et de la démographie, du degré de développement économique, de la capacité technologique et des effets inégaux des changements climatiques, si bien que les activités et les pressions humaines sont variables à l'échelle mondiale. Les différences les plus notables se situent entre les régions tempérées et les régions tropicales ainsi qu'entre les régions développées et les régions moins développées.
- Les cadres de modélisation intégrés, qui permettent d'explorer des scénarios tenant compte des changements de populations et d'économies, les structures de gouvernance et les effets des changements climatiques sur les industries maritimes et l'environnement, sont un bon moyen d'instaurer une utilisation durable des océans, du fait notamment de leur caractère multisectoriel et leur approche de type systémique.

1. Introduction

Le cadre conceptuel « facteurs–pressions–état–impact–réponses » (Smeets and Weterings, 1999) est une approche largement utilisée pour évaluer les causes et les conséquences des changements des écosystèmes et les actions susceptibles d'être mises en œuvre en réponse à ces changements. Depuis son élaboration, il a été affiné et de nombreux dérivés ont été formulés pour tenir compte de ses limites et l'appliquer à des environnements spécifiques (par exemple, Patricio et al., 2016). Bien qu'il en existe de nombreuses variantes, ce cadre conceptuel est utile pour caractériser l'effet des activités humaines sur l'environnement et peut être utilisé pour éclairer la prise de décision et l'élaboration des politiques (Maxim et al., 2009). C'est donc ce cadre, dont une description détaillée est fournie au chapitre 2, qui a été utilisé pour structurer la deuxième Évaluation.

Le présent chapitre est axé sur les facteurs de changement dans le milieu marin, leur évolution depuis la première Évaluation (Nations Unies, 2017a) et leurs évolutions prévues dans le futur. Les facteurs de changement dans

le milieu marin n'ont pas été spécifiquement détaillés dans la première Évaluation, bien qu'ils aient été pris en compte dans certains chapitres.

Aucun ensemble de facteurs universellement reconnus n'a pour l'heure été défini pour le milieu marin. Différents programmes et processus d'évaluation ont défini les facteurs de changement de diverses manières et, dans certains cas, les termes de facteurs et de pressions, qu'ils soient d'origine naturelle ou anthropique, sont utilisés de manière interchangeable. Dans l'Évaluation des écosystèmes pour le nouveau millénaire, les facteurs de changement sont définis comme tout facteur naturel ou anthropique entraînant directement ou indirectement un changement dans un écosystème (Évaluation des écosystèmes pour le nouveau millénaire, 2003). La Plateforme intergouvernementale science-politique sur la biodiversité et les services écosystémiques adopte une approche similaire dans son évaluation globale, en identifiant les facteurs déterminants comme étant les influences humaines directes sur la nature et les facteurs à

l'origine des choix humains affectant la nature (Balvanera et al., 2019). L'Agence européenne pour l'environnement ne considère comme facteurs que ceux d'origine humaine (Agence européenne pour l'environnement, 2005), tandis que le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat définit les facteurs dans le contexte des émissions mondiales comme les éléments qui contribuent directement ou indirectement aux émissions de gaz à effet de serre (Blanco et al., 2014).

Dans le cadre de la présente Évaluation, les facteurs ont été caractérisés en fonction de l'évolution sociale, démographique et économique des sociétés, y compris les changements correspondants dans les modes de vie et les évolutions des modèles globaux de consommation et de production qui en découlent (Agence européenne pour l'environnement, 2019), qui exercent des pressions sur le milieu marin, dont une analyse détaillée est fournie dans la cinquième partie. Les pressions sont les facteurs immédiats qui entraînent des changements dans l'état du milieu marin et qui s'ajoutent aux changements résultant de processus naturels (Programme des Nations Unies pour l'environnement, 2019). Les principaux facteurs ayant un impact sur le milieu marin et sa durabilité sont :

- a) La croissance de la population et les changements démographiques;
- b) L'activité économique;
- c) Les progrès technologiques;
- d) L'évolution des structures de gouvernance et l'instabilité géopolitique;
- e) Les changements climatiques¹.

L'augmentation de la population mondiale, ainsi que la croissance économique et les évolutions technologiques à l'échelle mondiale,

ont entraîné des changements dans le mode de vie et donc une augmentation de la demande en ressources, notamment en nourriture, en énergie et en ressources naturelles, comme les terres rares, le sable et les métaux. La croissance démographique et la demande qui en découle entraînent une augmentation des émissions de gaz à effet de serre, de la production de déchets, notamment plastiques, de l'utilisation de produits chimiques dans la production agricole, de la production d'énergie et de l'extraction des ressources.

Les relations entre les facteurs et les pressions, et leurs impacts, sont complexes et dynamiques, et les facteurs eux-mêmes sont interconnectés. Par exemple, les progrès technologiques peuvent influencer la croissance économique tandis que l'évolution des régimes de gouvernance peut influencer l'accès aux technologies et leur utilisation. Avec l'augmentation de la richesse et l'accès aux technologies, des gains de productivité peuvent être réalisés dans l'extraction des ressources, ce qui entraîne des pressions plus importantes sur l'océan (voir également la section 2).

Les objectifs de développement durable (ODD)² ont été élaborés pour traduire les aspirations humaines à un avenir durable et équitable en objectifs de développement spécifiques, tout en reconnaissant explicitement les menaces écologiques et en identifiant les stratégies nécessaires pour les atténuer (Nations Unies, 2017b). Bien que le milieu marin soit directement abordé dans l'objectif 14 sur les océans et les ressources marines, les ODD sont liés entre eux, les progrès réalisés dans l'un d'entre eux ayant une influence sur les autres. En conséquence, l'utilisation durable du milieu marin dépendra concrètement de la réalisation effective de tous les objectifs (Conseil international pour la science, 2017).

¹ À proprement parler, le facteur est l'augmentation des gaz à effet de serre qui provoque des changements climatiques. Cependant, le terme de « changements climatiques » est largement utilisé pour décrire l'activité humaine qui modifie directement ou indirectement la composition de l'atmosphère du globe.

² Résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

2. Facteurs de changement dans le milieu marin

2.1. La croissance de la population et les changements démographiques

Bien que la population mondiale soit passée de 7 milliards en 2011 à 7,7 milliards en 2019³, le taux de croissance n'a cessé de diminuer, reculant de 2,1 % en 1968 à 1,08 % en 2019. Les projections relatives à la population mondiale prévoient une croissance démographique inégale mais continue, à un taux de croissance plus faible, et tablent sur population d'environ 9,7 milliards d'habitants d'ici à 2050. La baisse du taux de croissance est associée à la diminution du nombre des naissances. Conjugée à la baisse des taux de mortalité et à l'augmentation de la durée de vie associées à l'amélioration des normes sanitaires, cette baisse signifie que l'âge moyen de la population mondiale augmente (Baxter et al., 2017).

Les migrants internationaux ont représenté 3,5 % de la population mondiale en 2019, contre à 2,8 % en 2000 [Nations Unies, Département des affaires économiques et sociales, Division de la population (UNDESA), 2019a]. La plupart des migrations ont eu lieu entre des pays de la même région, à l'exception de l'Amérique du Nord et de l'Océanie, où 97,5 % et 87,9 %, respectivement, des migrants internationaux sont nés dans une autre région (UNDESA, 2019a).

Plus de 600 millions de personnes vivent dans des régions côtières situées à moins de 10 m au-dessus du niveau de la mer, et près de 2,5 milliards de personnes vivent à moins de 100 km de la côte (UNDESA, 2019b). Ces régions connaissent des taux de croissance démographique et d'urbanisation plus élevés que les régions intérieures (Neumann et al., 2015). Cette croissance a entraîné de nombreux avantages économiques pour les régions côtières, notamment l'amélioration des transports et l'augmentation des échanges, du tourisme et de la production alimentaire, ainsi que des avantages sociaux, récréatifs et

culturels (Clark et Johnston, 2017). Cependant, à mesure que la population de ces régions augmente, elle exerce une pression de plus en plus forte sur les écosystèmes côtiers. L'intensité de la pression exercée par la croissance démographique mondiale sur l'environnement marin varie en fonction d'une série d'éléments que sont notamment le lieu et le mode de vie des populations, leurs niveaux de consommation et les technologies qu'elles utilisent pour produire de l'énergie, des aliments et d'autres produits, se déplacer et gérer leurs déchets. Les implications des changements de la population mondiale sur les régions côtières, l'utilisation des ressources marines et la production de déchets sont décrites en détail dans le chapitre 8 et la cinquième partie.

2.2. L'activité économique

La croissance économique, mesurée par le produit intérieur brut (PIB) par habitant, a augmenté régulièrement dans le monde entier⁴, bien qu'elle ait ralenti en raison de la baisse du volume des échanges. Au premier semestre 2019, la croissance s'élevait à 1 %, son niveau le plus faible depuis 2012 (FMI, 2019). La croissance économique, lorsqu'elle est calculée en moyenne sur l'ensemble de la population mondiale (alors que cette croissance est en réalité très inégalement répartie géographiquement, comme indiqué dans la section 3), a entraîné une hausse du revenu annuel moyen par individu de 3 300 \$ en 1950 à 14 574 \$ en 2016. Le ralentissement de la croissance est largement associé aux performances médiocres de l'industrie manufacturière et du commerce. En revanche, les industries de services telles que le tourisme se sont développées (FMI, 2019).

La croissance de la population mondiale et l'augmentation de la demande de biens et de services ont entraîné une augmentation de la consommation d'énergie et de l'utilisation des ressources. Il est essentiel de comprendre la relation entre l'augmentation de l'activité

³ Voir <https://population.un.org/wpp/Graphs/DemographicProfiles/Line/900>.

⁴ Voir <https://ourworldindata.org/economic-growth>.

économique et l'utilisation des ressources naturelles pour identifier la durabilité future et limiter les impacts associés à l'extraction, la production et la consommation de ces ressources ainsi qu'à la production de déchets (Jackson, 2017).

La demande totale d'énergie, mesurée en millions de tonnes d'équivalent pétrole (Mtep), est passée de 13 267 Mtep en 2014 à 13 978 Mtep en 2018⁵. Dans le même temps, l'intensité énergétique primaire, un indicateur de la quantité d'énergie utilisée par l'économie mondiale, a reculé, passant de 1,7 % en 2017 à 1,2 % en 2019 (AIE, 2019a). Le ralentissement des gains d'efficacité énergétique (c'est-à-dire le rapport entre le PIB généré et la quantité d'énergie utilisée) résulte d'un certain nombre de facteurs à court terme, tels que la croissance de la production d'électricité à partir de combustibles fossiles, et de changements structurels à plus long terme, comme le ralentissement de la transition vers des industries moins gourmandes en énergie. Dans le même temps, les investissements visant à améliorer l'efficacité énergétique sont stables depuis 2014. L'amélioration de l'efficacité technique a permis de réduire les émissions de carbone liées à l'énergie de 3,5 gigatonnes de CO₂ entre 2015 et 2018 (AIE, 2019a). En outre, la production d'énergie renouvelable s'est développée car de nombreux pays adoptent des stratégies énergétiques qui en dépendent dans le cadre de leurs efforts de réduction des émissions de gaz à effet de serre. La production d'énergie marine, qui fait partie de nombreuses avancées stratégiques, est passée de 1 TWh (térawattheure) en 2014 à 1,2 TWh en 2018 (AIE, 2019b). L'évolution de la production d'énergie, y compris les énergies marines renouvelables et les pressions exercées sur le milieu marin, est détaillée aux chapitres 19 et 21.

L'activité économique associée à l'extraction des ressources marines continue également de croître à mesure que la population mondiale augmente. La production alimentaire issue de la mariculture et de l'aquaculture a constitué une source de protéines essentielles et de revenus pour environ 59,6 millions de personnes

dans le monde en 2016, contre 56,6 millions en 2014. Si les pêches de capture marines restent stables à environ 80 millions de tonnes, la mariculture est en constante augmentation, passant de 26,8 millions de tonnes en 2014 à 28,7 millions de tonnes en 2016 (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, 2018). Les implications de l'augmentation de la demande en produits alimentaires de la mer, notamment la surpêche, les captures accidentelles d'espèces menacées et la perte ou la dégradation de l'habitat par la pêche et l'aquaculture, sont décrites en détail dans les chapitres 15 à 17.

De nombreux pays développent ou ont développé des stratégies pour exploiter le potentiel de croissance des activités maritimes, telles que l'énergie des océans, l'aquaculture, la biotechnologie marine, le tourisme côtier et l'exploitation des fonds marins (c'est-à-dire la croissance de l'économie bleue). Cependant, la détérioration actuelle de la santé de l'océan et les pressions qui s'exercent déjà sur lui (Organisation de coopération et de développement économiques, 2016), dont beaucoup sont détaillées dans la cinquième partie, constituent une contrainte importante à la croissance des économies océaniques.

2.3. Les progrès technologiques

À mesure que les activités maritimes se sont développées et que la demande en ressources a augmenté, les progrès technologiques ont joué un rôle essentiel pour accroître l'efficacité, développer les marchés et renforcer la croissance économique associée à ces activités. Ces innovations ont eu des conséquences à la fois positives et négatives pour le milieu marin. Certains progrès relatifs aux technologies de la pêche ont entraîné une augmentation globale de la capacité et abouti, dans de nombreuses régions d'Asie, d'Europe et d'Amérique du Nord, une à une situation de surcapacité (Eigaard et al., 2014). Les gains d'efficacité générés par l'utilisation des technologies (également appelés « glissement technologique »), qui permettent notamment de cibler les captures

⁵ Voir <https://yearbook.enerdata.net/total-energy/world-consumption-statistics.html>.

de manière plus efficace et plus précise, ont également entraîné des gains d'effort dans le secteur des pêcheries, contribuant ainsi à la surpêche des stocks (Finkbeiner et al., 2017). Inversement, les progrès réalisés dans les domaines de la télédétection, des technologies des caméras, du déploiement sur le terrain d'approches génétiques pour l'identification des espèces ainsi que de l'utilisation de l'intelligence artificielle et des méthodes d'apprentissage automatique contribuent désormais à améliorer la surveillance des captures illégales, non réglementées et non déclarées (Detsis et al., 2012), à améliorer la déclaration des captures (Ruiz et al., 2014), à permettre la traçabilité des produits (Lewis et Boyle, 2017) et à réduire le gaspillage le long des chaînes d'approvisionnement (Hafliðason et al., 2012). Ces technologies contribuent également à améliorer la surveillance des mouvements des flottes de pêche, assurant ainsi une gestion plus efficace des zones protégées (Rowlands et al., 2019).

Les progrès technologiques, notamment la numérisation, dopent l'efficacité énergétique en réduisant la consommation d'énergie, en déplaçant la demande des périodes de pointe vers les périodes creuses, en augmentant la connectivité et en fournissant des charges flexibles (qui représentent une part croissante de la production intermittente d'énergie dans le secteur des énergies renouvelables), avec des résultats positifs en termes d'émissions de gaz à effet de serre (AIE, 2019a). Les améliorations apportées aux moteurs des véhicules pour brûler plus efficacement les combustibles fossiles et les innovations dans le domaine de l'énergie solaire et éolienne pour produire une énergie propre contribuent également à réduire les émissions de gaz à effet de serre.

2.4. L'évolution des structures de gouvernance et l'instabilité géopolitique

De nombreux traités et accords internationaux, dont la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer⁶, la Convention de 1972 sur la prévention de la pollution des mers résultant de l'immersion de déchets et autres matières⁷, l'Accord aux fins de l'application des dispositions de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer du 10 décembre 1982 relatives à la conservation et à la gestion des stocks de poissons dont les déplacements s'effectuent tant à l'intérieur qu'au-delà de zones économiques exclusives (stocks chevauchants) et des stocks de poissons grands migrateurs⁸, la Convention sur la diversité biologique⁹ et le Programme de développement durable à l'horizon 2030¹⁰, visent à réduire les pressions sur le milieu marin et à améliorer les résultats en matière de conservation. Des objectifs fixés en association avec les accords internationaux, tels que les objectifs d'Aichi pour la biodiversité¹¹ et les objectifs de développement durable¹², ont conduit à une augmentation du nombre de zones marines protégées créées et à une meilleure protection du milieu marin. Les organisations régionales de gestion des pêches prévoient la coordination des efforts visant à gérer les ressources halieutiques partagées (Haas et al., 2020) et, dans certaines régions, elles ont prévu la mise en œuvre de cadres efficaces de reconstitution des stocks à la suite d'une surpêche (Hillary et al., 2016).

Les politiques de soutien mises en œuvre au niveau national ont également amélioré la gestion des activités marines dans certaines zones (Evans et al., 2017). Toutefois, les inégalités mondiales, notamment celles liées à la richesse, au genre, à la géographie, aux droits et à l'accès aux ressources, peuvent avoir des répercussions sur l'efficacité des politiques

⁶ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1833, n° 31363.

⁷ Ibid., vol. 1046, n° 15749.

⁸ Ibid., vol. 2167, n° 37924.

⁹ Ibid., vol. 1760, n° 30619.

¹⁰ Résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

¹¹ Voir Programme des Nations Unies pour l'environnement, document UNEP/CBD/COP/10/27, annexe, décision X/2.

¹² Résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

conçues pour gérer le milieu marin (Balvanera et al., 2019). En outre, du fait de la consolidation et de la concentration de la propriété des entreprises, un petit nombre de sociétés ou de financiers contrôlent souvent une grande partie des flux sur un même marché (Bailey et al., 2018). Les entreprises ont accru leur potentiel de négociation directe avec les gouvernements, ce qui est susceptible d'entraver les progrès accomplis sur la voie de résultats durables pour le milieu marin. Les conflits autour de l'accès aux ressources et des droits de propriété peuvent saper les politiques et les accords axés sur la durabilité (Suárez-de Vivero et Rodríguez Mateos, 2017). En outre, l'instabilité des gouvernements peut entraîner un développement lent ou inefficace des politiques et des cadres de gestion, ce qui se traduit par la poursuite, voire l'aggravation, de la surexploitation des ressources.

2.5. Les changements climatiques

Le climat a toujours eu une influence majeure sur l'environnement marin, avec une forte variabilité naturelle d'une année sur l'autre et une variabilité à plus long terme associée aux phénomènes climatiques aux niveaux régional et mondial. Cependant, il existe des données probantes solides attestant que le climat change à un rythme sans précédent dans les archives géologiques. Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) résume, dans son rapport spécial sur l'océan et la cryosphère dans un climat en évolution (GIEC, 2019), les tendances historiques et récentes du climat mondial et fournit des projections des changements selon différents scénarios d'émissions de gaz à effet de serre.

Les émissions de gaz à effet de serre ont continué d'augmenter depuis la première Évaluation, le niveau des émissions mondiales de CO₂ étant passé de 30,4 gigatonnes en 2010 à 33,3 gigatonnes en 2019¹³. L'augmentation des émissions a entraîné une réduction généralisée de la cryosphère (portions de la planète où l'eau est gelée), une augmentation continue de la température des océans, une diminution

du pH et de l'oxygène des océans, une modification des courants et une augmentation des phénomènes extrêmes tels que les vagues de chaleur (IPCC, 2019). Ces changements sont décrits en détail au chapitre 5, et les pressions qu'ils génèrent, y compris les impacts socioéconomiques, sont décrits en détail au chapitre 9.

Après la Convention-cadre des Nations Unies sur les changements climatiques (entrée en vigueur en 1994) et le Protocole de Kyoto (entré en vigueur en 2005), la Conférence des Parties à la Convention a abouti à l'adoption de l'Accord de Paris en décembre 2015, lors de sa vingt et unième session¹⁴. Cet accord vise à renforcer la riposte mondiale face à la menace des changements climatiques en contenant la hausse de la température moyenne de la planète nettement en dessous de 2 °C par rapport aux niveaux préindustriels et en poursuivant les actions menées pour limiter cette hausse à 1,5 °C. L'accord reconnaît que les changements climatiques représentent une menace urgente et potentiellement irréversible pour les sociétés humaines et la planète et qu'ils requièrent à ce titre la coopération la plus large possible de tous les pays. Il est également reconnu que des réductions importantes des émissions mondiales seront nécessaires pour atteindre l'objectif ultime de la convention.

Dans son rapport sur le réchauffement planétaire de 1,5 °C (GIEC, 2018), le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat a décrit les stratégies d'atténuation compatibles avec un réchauffement de 1,5 °C du climat mondial, les impacts probables associés à un tel réchauffement ainsi que les réponses qu'il serait nécessaire d'apporter à cet égard. Il a souligné que le réchauffement dû aux émissions anthropiques persisterait pendant des siècles, voire des millénaires, et continuerait à provoquer d'autres changements à long terme dans le système climatique, y compris dans l'océan.

Parmi les interactions entre les changements climatiques et d'autres facteurs, on peut notamment citer l'impact sur la répartition des

¹³ Voir www.iea.org/articles/global-co2-emissions-in-2019.

¹⁴ Voir FCCC/CP/2015/10/Add.1, décision 1/CP.21, annexe.

populations dans le monde, à mesure que des habitants quittent des zones de plus en plus inhabitables, les impacts économiques, y compris ceux liés à la production alimentaire (par exemple, l'aquaculture et la pêche), et un

besoin toujours plus grand d'innovations et de solutions technologiques pour réduire les gaz à effet de serre, y compris une plus grande dépendance à l'égard des énergies marines renouvelables.

3. Principaux points et aspects liés aux facteurs dans chaque région

Les disparités géographiques en matière de répartition des populations, de développement économique, d'accès aux avancées technologiques, de capacité à mettre en œuvre des cadres de gouvernance et de gestion ainsi que des effets des changements climatiques et des réponses à ces derniers font que l'influence de chacun des facteurs décrits dans la section 2 varie considérablement selon les régions océaniques.

3.1. La croissance de la population et les changements démographiques

Les taux de fécondité dans les régions à revenu élevé sont plus faibles que dans les régions à revenu intermédiaire ou à revenu faible (Baxter et al., 2017). La variation des taux de fécondité pose des problèmes aux pays dont le taux de fécondité et la croissance démographique sont tous deux élevés (UNDESA, 2019c), ainsi qu'aux pays dont le taux de fécondité est faible et où la proportion de la population concernée par le vieillissement est en augmentation (voir aussi la section 4). L'Afrique subsaharienne, l'Asie centrale et méridionale et l'Asie de l'Est et du Sud-Est sont toutes des régions à forte croissance démographique. Le taux moyen de croissance démographique dans les pays les moins avancés¹⁵ a atteint 2,3 % sur la période 2015-2020, soit plus du double du taux mondial. Les défis que cela représente pour ces pays, en matière de développement durable et de conservation des zones côtières et marines, sont encore aggravés par leur vulnérabilité

aux changements climatiques, à la variabilité du climat et à l'élévation du niveau de la mer (UNDESA, 2019c).

3.2. Croissance économique

Les disparités géographiques en matière de croissance économique se sont accentuées depuis les années 1980, certaines régions affichant des progrès économiques tandis que d'autres connaissent une stagnation. Alors que la plupart des pays ont connu une croissance positive entre 1950 et 2016, d'autres, comme la République centrafricaine et la République démocratique du Congo, ont connu une croissance négative, en grande partie en raison de l'instabilité politique (Karnane et Quinn, 2019). En particulier, les disparités au sein des pays en matière d'emploi et de productivité ont également augmenté, avec de grandes différences dans l'ampleur des disparités entre les économies développées (FMI, 2019). Les changements climatiques peuvent encore aggraver ces disparités, en particulier lorsqu'il existe une disparité géographique dans la répartition des secteurs sensibles comme l'agriculture (y compris la pêche et l'aquaculture). En général, l'activité économique est affectée par des augmentations non linéaires de la température. Ces dernières peuvent procurer des avantages pour certaines activités économiques dans les régions très froides (par exemple, l'ouverture de l'océan Arctique aux routes maritimes et un plus grand potentiel commercial) mais, au-delà d'une certaine température optimale, elles ont des impacts

¹⁵ Le groupe des pays les moins avancés comprend 47 pays : 32 en Afrique subsaharienne; 2 en Afrique du Nord et en Asie occidentale; 4 en Asie centrale et du Sud; 4 en Asie de l'Est et du Sud-Est; 1 en Amérique latine et aux Caraïbes; 4 en Océanie. Pour plus d'informations, voir <http://unohrrls.org/about-ldcs>.

négatifs pour la production économique et le potentiel de main-d'œuvre (FMI, 2019).

3.3. Les progrès technologiques

Les zones ne relevant pas de la juridiction nationale sont devenues de plus en plus accessibles grâce aux progrès technologiques, qui facilitent l'exploration et l'exploitation des ressources des grands fonds marins, notamment la biodiversité, les minéraux, le pétrole et le gaz. Des efforts en matière de coopération internationale seront nécessaires pour assurer le développement durable de ces régions et leur gestion efficace. Les négociations relatives à un instrument international juridiquement contraignant se rapportant à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale¹⁶ visent précisément à assurer le développement durable et la conservation de ces zones (voir aussi chap. 28). L'Autorité internationale des fonds marins a le double mandat de promouvoir le développement des minéraux des grands fonds marins, tout en veillant à ce que celui-ci ne soit pas nuisible à l'environnement. Dans les zones ne relevant pas de la juridiction nationale, une planification appropriée sera nécessaire pour limiter autant que possible les impacts sur le milieu marin. L'adoption des progrès technologiques pour l'accès et l'utilisation des ressources marines, le développement durable des industries marines et la gestion efficace de ces utilisations n'est pas uniforme à l'échelle mondiale. De nombreuses régions, en particulier celles où se trouvent les pays les moins développés, n'ont toujours pas accès à des technologies pouvant contribuer à l'utilisation durable des ressources marines.

3.4. L'évolution des structures de gouvernance et l'instabilité géopolitique

La dernière décennie a été marquée par un regain du nationalisme et du protectionnisme,

qui a entraîné la modification d'accords commerciaux et, plus récemment, la mise en place de droits de douane sur des marchandises entre certains pays. L'indice de démocratie (Democracy Index)¹⁷ a été ramené à 5,44 en 2019, contre 5,55 en 2014, en grande partie à cause de la détérioration des conditions à l'échelon régional, en Amérique latine et en Afrique subsaharienne. Lorsque l'on calcule les indices pour chaque pays, on constate des différences régionales marquées. Les pays de Scandinavie, de l'extrême nord de l'Amérique du Nord et du Pacifique Sud-Ouest présentaient les indices les plus élevés, tandis que ceux de l'Afrique subsaharienne, du Moyen-Orient et de certaines régions d'Asie avaient les indices les plus faibles. Ces différences ont un impact sur la mise en œuvre des traités et accords mondiaux et régionaux, ce qui affecte la croissance économique, le transfert de technologies et la mise en œuvre de cadres pour la gestion de l'utilisation des océans, y compris l'élaboration de politiques nationales liées aux océans. C'est pourquoi les évolutions en matière de gouvernance et l'instabilité géopolitique ont un impact sur la durabilité des activités humaines et la protection des écosystèmes marins dans ces zones.

3.5. Les changements climatiques

Les effets des changements climatiques ne sont pas uniformes dans l'ensemble de l'océan mondial. Un certain nombre de régions se réchauffent à un rythme plus élevé que la moyenne mondiale et sont identifiées comme des points chauds marins (Hobday et Pecl, 2014). Un certain nombre de ces points chauds sont situés dans des régions où la dépendance humaine vis-à-vis des ressources marines est la plus forte, comme en Asie du Sud-Est et en Afrique occidentale, avec des conséquences plus importantes sur la sécurité alimentaire que dans d'autres régions. L'Arctique est également une région où l'océan se réchauffe à un rythme 2 à 3 fois supérieur à la moyenne mondiale (GIEC, 2018). De même, la diminution du pH et des concentrations d'ions carbonates dans l'océan,

¹⁶ Résolution 72/249 de l'Assemblée générale.

¹⁷ Voir www.eiu.com/topic/democracy-index.

associée à l'acidification des océans, et d'autres effets des changements climatiques, tels que la désoxygénation, la stratification et l'élévation du niveau de la mer, sont variables selon les régions, avec des impacts très disparates sur le

milieu marin. Les disparités régionales caractérisant ces changements sont décrites en détail au chapitre 5, et les pressions qu'elles génèrent, y compris les impacts socioéconomiques, sont décrites en détail au chapitre 9.

4. Perspectives

S'agissant des régions côtières, les projections effectuées sur la base de trajectoires socioéconomiques communes estiment que leur population augmentera de 71 % entre 2000 et 2050 à l'échelle mondiale, pour atteindre plus d'un milliard d'habitants, du fait de la croissance démographique mondiale globale et des migrations vers ces régions (Merkens et al., 2016). Selon les mêmes scénarios, les populations des zones de faible à moyenne densité (< 1 000 personnes/km²) devraient diminuer, tandis que celles des zones de plus forte densité devraient augmenter (Jones et O'Neill, 2016), avec une expansion de l'empreinte urbaine dans les zones de forte densité et une pression croissante sur les infrastructures associées. Les changements climatiques auront des répercussions multiples sur le lieu où les populations mondiales vivent et sur leurs modes de vie, ainsi que sur les effets sur l'environnement qui en découlent. Certaines régions devenant de plus en plus inhabitables en raison de la diminution des précipitations, de l'augmentation des températures, de l'élévation du niveau de la mer et de la perte de biens et services écosystémiques, les populations qui y vivent vont se déplacer vers des régions plus vivables, augmentant l'empreinte urbaine dans ces régions.

Avec le vieillissement de la population mondiale et le ralentissement de la croissance globale, la taille de la population active devrait diminuer, ce qui aura un impact sur l'économie mondiale. On estime que la population mondiale considérée comme comptant la plus forte proportion de personnes contribuant aux économies mondiales, à savoir la population âgée de 20 à 64 ans, augmentera deux fois moins vite sur la période 2015-2040 qu'au cours des 25 années précédentes, tandis que la population de plus de 65 ans augmentera cinq fois plus vite que la population en âge de travailler (Baxter

et al., 2017). La manière dont les économies mondiales réagiront à l'influence de l'évolution de la croissance de la population et de la démographie dépendra des politiques publiques, comme l'introduction de politiques visant à réduire les barrières à l'emploi des femmes, ainsi que de leur capacité à utiliser les progrès technologiques pour maintenir la productivité. À l'heure actuelle, nous ne savons pas encore exactement comment ces changements démographiques (croissance de la population, répartition, densité de peuplement) ainsi que l'évolution des économies influenceront le milieu marin.

L'activité économique dans l'océan est en pleine expansion. Dans ce contexte, des projections fondées sur un scénario de maintien du statu quo prévoient que l'économie océanique pourrait être multipliée par plus de deux d'ici à 2030, pour atteindre une valeur de plus de 3 000 milliards de dollars et environ 40 millions d'emplois à temps plein (Organisation de coopération et de développement économiques, 2016). Les progrès et les innovations technologiques seront essentiels pour identifier des stratégies durables permettant de développer les économies mondiales, y compris l'économie océanique, tout en répondant aux nombreux défis auxquels l'océan est actuellement confronté.

Dans le contexte d'une évolution aussi rapide, la nécessaire adaptation de la réglementation et de la gouvernance représentera un véritable défi. L'intégration des industries océaniques émergentes dans les cadres réglementaires fragmentés existants limitera la capacité à répondre rapidement et de manière efficace aux pressions générées par ces industries. Il sera nécessaire de renforcer l'efficacité de la gestion intégrée des océans pour assurer un avenir durable à l'océan au vu des facteurs de

changement détaillés dans le présent chapitre ainsi que dans le chapitre 27.

Si les émissions de gaz à effet de serre continuent d'augmenter au rythme actuel, on estime que la température de surface se réchauffera de 1,5 °C entre 2030 et 2052 (GIEC, 2018). De nombreuses modifications des écosystèmes marins dues aux changements climatiques ont déjà été observées. Les changements futurs liés au climat et les risques associés dépendront de la capacité (ou non) à parvenir à des émissions nettes de gaz à effet de serre nulles (et de l'échéance à laquelle ce résultat sera obtenu) ainsi que du taux, du pic et de la durée du réchauffement de la surface qui y sont associés (GIEC, 2018). Même si les émissions mondiales nettes de CO₂ d'origine anthropique sont nulles, un réchauffement durable persistera pendant des siècles, voire des millénaires, et continuera à provoquer d'autres changements à long terme dans le système climatique et, par association, dans l'océan, notamment l'élévation du niveau de la mer et l'acidification des océans (GIEC, 2018). Les approches d'atténuation et d'adaptation devront être renforcées et mises en œuvre plus rapidement afin de réduire les risques climatiques futurs liés aux changements de l'environnement marin qui pèsent sur la sécurité alimentaire, les industries maritimes et les communautés côtières.

La pandémie de COVID-19 sévit actuellement dans le monde entier, entraînant des perturbations majeures pour les économies nationales et les populations. Dans de nombreuses régions, grâce aux efforts déployés pour réduire la propagation du virus, les pressions qui affectent immédiatement l'océan, telles que la pêche, les activités touristiques, la pollution et les émissions de gaz à effet de serre, ont été temporairement réduites¹⁸. Avec les restrictions imposées à la circulation des personnes et aux opérations commerciales, ainsi que la fermeture des frontières, la perturbation des chaînes d'approvisionnement et le ralentissement des marchés ont affecté un certain nombre d'industries maritimes, notamment la pêche¹⁹. Toutefois, les effets que la réduction des pressions pourrait avoir sur les changements à long terme induits par des facteurs tels que les changements climatiques devraient être minimes, et les avantages que pourraient en retirer les écosystèmes marins restent pour l'heure inconnus. Les perturbations des chaînes d'approvisionnement mondiales ont mis en évidence la nécessité, dans de nombreux pays, de renforcer les chaînes d'approvisionnement locales et, en particulier, d'explorer les possibilités offertes par le commerce en ligne pour soutenir les chaînes d'approvisionnement en général.

5. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

Les cinq facteurs détaillés dans le présent chapitre interagissent les uns avec les autres de différentes manières. La compréhension de ces interactions varie et, en particulier, celle des mécanismes par lesquels les interactions entre les facteurs influencent le milieu marin, bien que reconnue comme essentielle pour développer des approches holistiques de la gestion des océans, est un domaine de recherche émergent. En prenant en compte les valeurs

et les besoins sociaux, économiques, écosystémiques et culturels (c'est-à-dire en suivant une approche véritablement systémique), la gestion intégrée permet d'identifier des stratégies durables pour soutenir les économies nationales et améliorer le bien-être humain.

Des cadres de modélisation doivent être élaborés afin de permettre l'étude de scénarios incluant les changements de population, l'exploration des structures de gouvernance et

¹⁸ Voir www.carbonbrief.org/analysis-coronavirus-has-temporarily-reduced-chinas-co2-emissions-by-a-quarter.

¹⁹ Voir www.ices.dk/news-and-events/news-archive/news/Pages/wgsocialCOVID.aspx.

les effets environnementaux et économiques résultant des changements climatiques. Le développement initial de modèles socioécologiques intégrés, incorporant le milieu marin et la pêche dans des trajectoires socioéconomiques communes, fait actuellement l'objet d'une mise en œuvre pour explorer la structuration future des pêches océaniques (Maury et al., 2017; Bograd et al., 2019). Des approches alternatives aux modèles intégrés sont également utilisées pour explorer les états futurs de l'écosystème marin et des pêches (Tittensor et al., 2018). Il est nécessaire de poursuivre ces efforts, non seulement pour étendre les approches de modélisation visant à explorer les effets de multiples facteurs et leurs effets cumulatifs sur les écosystèmes marins, mais également pour fournir des outils qui assurent une interface entre les approches de modélisation et les cadres décisionnels et permettent la planification et la mise en œuvre d'approches durables de l'utilisation de l'océan.

La capacité à mesurer et, par conséquent, à comprendre les principaux éléments qui contribuent aux facteurs de changement décrits dans le présent chapitre, à savoir les

évolutions sociales, démographiques et économiques des sociétés, y compris les changements correspondants dans les modes de vie et les évolutions des modèles globaux de consommation et de production qui en découlent, n'est pas la même partout sur la planète. Il est nécessaire de renforcer les capacités, en particulier dans les pays les moins avancés, en matière de collecte d'observations permettant de comprendre les principaux facteurs qui affectent le milieu marin, leurs interactions et les conséquences des variations de chacun de ces facteurs sur le milieu marin. De même, il convient également de développer la capacité à enregistrer les changements causés par les pressions associées aux facteurs de changement et, par conséquent, à comprendre les impacts sur le milieu marin (Evans et al., 2019). Enfin, un renforcement des capacités à planifier, évaluer et gérer de manière efficace les activités océaniques au sein de cadres prenant en compte les principaux facteurs de changement et leurs interactions est nécessaire, en particulier dans les régions où les capacités à mettre en œuvre de tels cadres sont encore insuffisantes.

Références

- Bailey, Megan, and others (2018). The role of corporate social responsibility in creating a Seussian world of seafood sustainability. *Fish and Fisheries*, vol. 19, No. 5, pp. 782–790.
- Balvanera, Patricia, and others (2019). Chapter 2: Status and trends; indirect and direct drivers of change. In *IPBES Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services*, ed. IPBES. Bonn: IPBES Secretariat.
- Baxter, David, and others (2017). Population aging and the global economy: weakening demographic tailwinds reduce economic growth. In *Berkeley Forum on Aging and the Global Economy*. Issue brief No. 1.
- Blanco, Gabriel, and others (2014). Chapter 5: Drivers, trends and mitigation. In *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. IPCC Working Group III Contribution to AR5*. Cambridge University Press.
- Bograd, Steven J., and others (2019). Developing a Social-Ecological-Environmental System Framework to Address Climate Change Impacts in the North Pacific. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 333.
- Clark, G.F., and E.L. Johnston (2017). *Australia State of the Environment 2016: Coasts, Independent Report to the Australian Government Minister for Environment and Energy*. Canberra: Australian Government Department of the Environment and Energy.
- Detsis, Emmanouil, and others (2012). Project catch: a space-based solution to combat illegal, unreported and unregulated fishing: Part I: vessel monitoring system. *Acta Astronautica*, vol. 80, pp. 114–123.
- Eigaard, Ole Ritzau, and others (2014). Technological development and fisheries management. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, vol. 22, No. 2, pp. 156–174. <https://doi.org/10.1080/23308249.2014.899557>.

- European Environment Agency (2005). *Sustainable Use and Management of Natural Resources*. EEA Report, 9/2005. Copenhagen: European Environment Agency.
- _____ (2019). *The European Environment – State and Outlook 2020, Knowledge for Transition to a Sustainable Europe*. EEA Report, 9/2005. Copenhagen: European Environment Agency.
- Evans, Karen, and others (2019). The global integrated world ocean assessment: linking observations to science and policy across multiple scales. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 298.
- Evans, Karen, and others (2017). *Australia State of the Environment 2016: Marine Environment, Independent Report to the Australian Government Minister for the Environment and Energy*. Canberra: Australian Government Department of the Environment and Energy.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018-Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome.
- Finkbeiner, Elena M., and others (2017). Reconstructing overfishing: moving beyond malthus for effective and equitable solutions. *Fish and Fisheries*, vol. 18, No. 6, pp. 1180–1191.
- Haas, Bianca, and others (2020). Factors influencing the performance of regional fisheries management organizations. *Marine Policy*, vol. 113.
- Hafliðason, Tómas, and others (2012). Criteria for temperature alerts in cod supply chains. *International Journal of Physical Distribution & Logistics Management*, vol. 42, No. 2, pp. 355–371.
- Hillary, Richard M., and others (2016). A scientific alternative to moratoria for rebuilding depleted international tuna stocks. *Fish and Fisheries*, vol. 17, No. 2, pp. 469–482. <https://doi.org/10.1111/faf.12121>.
- Hobday, Alistair J., and Gretta T. Pecl (2014). Identification of global marine hotspots: sentinels for change and vanguards for adaptation action. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, vol. 24, No. 2, pp. 415–425.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2018). *Global Warming of 1.5° C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5° C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty*. eds. Valérie Masson-Delmotte and others. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- _____ (2019). Summary for policymakers. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, eds. Hans-Otto Pörtner and others, Intergovernmental Panel on Climate Change.
- International Council for Science (2017). *A Guide to SDG Interactions: From Science to Implementation*. eds. D.J. Griggs and others. Paris: International Council for Science, Paris.
- International Energy Agency (IEA) (2019a). *Energy Efficiency 2019*. Paris: International Energy Agency.
- _____ (2019b). *Tracking Power*. Paris: International Energy Agency. www.iea.org/reports/tracking-power-2019.
- International Monetary Fund (IMF) (2019). *World Economic Outlook: Global Manufacturing Downturn, Rising Trade Barriers*. Washington, D.C.: International Monetary Fund.
- Jackson, W.J. (2017). *Australia State of the Environment 2016: Drivers, Independent Report to the Australian Government Minister for the Environment and Energy*. Canberra: Australian Government Department of the Environment and Energy.
- Jones, Bryan, and Brian C. O'Neill (2016). Spatially explicit global population scenarios consistent with the shared socioeconomic pathways. *Environmental Research Letters*, vol. 11, No. 8, p. 084003.
- Karnane, Pooja, and Michael A. Quinn (2019). Political instability, ethnic fractionalization and economic growth. *International Economics and Economic Policy*, vol. 16, No. 2, pp. 435–461. <https://doi.org/10.1007/s10368-017-0393-3>.
- Lewis, Sara G., and Mariah Boyle (2017). The expanding role of traceability in seafood: tools and key initiatives. *Journal of Food Science*, vol. 82, No. S1, pp. A13–21. <https://doi.org/10.1111/1750-3841.13743>.

- Maury, Olivier, and others (2017). From shared socio-economic pathways (SSPs) to oceanic system pathways (OSPs): Building policy-relevant scenarios for global oceanic ecosystems and fisheries. *Global Environmental Change*, vol. 45, pp. 203–216.
- Maxim, Laura, and others (2009). An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecological Economics*, vol. 69, No. 1, pp. 12–23.
- Merkens, Jan-Ludolf, and others (2016). Gridded population projections for the coastal zone under the shared socioeconomic pathways. *Global and Planetary Change*, vol. 145, pp. 57–66.
- Millennium Ecosystem Assessment (2003). *Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment*. Washington, D.C.: Island Press.
- Neumann, Barbara, and others (2015). Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding – a global assessment. *PloS One*, vol. 10, No. 3, p. e0118571.
- Organization for Economic Cooperation and Development (2016). *The Ocean Economy in 2030*. <https://doi.org/10.1787/9789264251724-en>.
- Patrício, Joana, and others (2016). DPSIR – two decades of trying to develop a unifying framework for marine environmental management? *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 177. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00177>.
- Rowlands, Gwilym, and others (2019). Satellite surveillance of fishing vessel activity in the Ascension Island Exclusive Economic Zone and Marine Protected Area. *Marine Policy*, vol. 101, pp. 39–50.
- Ruiz, J., and others (2014). Electronic monitoring trials on in the tropical tuna purse-seine fishery. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 72, No. 4, pp. 1201–1213. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu224>.
- Smeets, Edith, and Rob Weterings (1999). *Environmental Indicators: Typology and Overview*. Copenhagen: European Environment Agency.
- Suárez-de Vivero, Juan L., and Juan C. Rodríguez Mateos (2017). Forecasting geopolitical risks: Oceans as source of instability. *Marine Policy*, vol. 75, pp. 19–28.
- Tittensor, Derek P., and others (2018). A protocol for the intercomparison of marine fishery and ecosystem models: Fish-MIP v1. 0. *Geoscientific Model Development*, vol. 11, No. 4, pp. 1421–1442.
- United Nations (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The Conservation and Sustainable Use of Marine Biological Diversity of Areas beyond National Jurisdiction. A Technical Abstract of the First Global Integrated Marine Assessment*. New York: United Nations.
- United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division (UNDESA) (2019a). *International Migrant Stock 2019*. United Nations. www.un.org/en/development/desa/population/migration/data/estimates2/estimates19.asp.
- _____ (2019b). *Percentage of Total Population Living in Coastal Areas*. New York: United Nations. https://sedac.ciesin.columbia.edu/es/papers/Coastal_Zone_Pop_Method.pdf.
- _____ (2019c). *World Population Prospects 2019: Highlights (ST/ESA/SER.A/423)*. New York: United Nations.
- United Nations Environment Programme, ed. (2019). *Global Environment Outlook – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108627146>.

Quatrième partie
État actuel
du milieu marin
et tendances

Chapitre 5

Tendances

concernant l'état

physique

et chimique

de l'océan

Constitutrices et contributeurs : Carlos Garcia-Soto (organisateur et responsable de l'équipe de rédaction), Levke Caesar, Anny Cazenave, Lijing Cheng, Alicia Cheripka, Paul Durack, Karen Evans (coresponsable d'équipe), David Halpern, Libby Jewett, Sung Yong Kim, Guancheng Li, Ignatius Rigor, Sunke Schmidtke, Juying Wang (coresponsable d'équipe) et Tymon Zielinski (coresponsable d'équipe).

Principales observations

- La dilatation thermique due au réchauffement de l'océan et la fonte des glaces terrestres sont les principales causes de l'accélération de l'élévation du niveau moyen de la mer à l'échelle mondiale.
- Le réchauffement climatique affecte également de nombreux systèmes de circulation. La circulation méridienne de retournement atlantique s'est déjà affaiblie et cette tendance devrait se poursuivre. Les changements de la circulation océanique entraînent notamment une élévation régionale du niveau de la mer, des modifications de la distribution des nutriments et l'absorption du carbone par l'océan et des rétroactions avec l'atmosphère, telles que la modification de la répartition des précipitations.
- Plus de 90 % de l'excès de chaleur lié au réchauffement climatique est stocké dans l'océan mondial. Depuis les années 1950, les océans ont connu un réchauffement important, de la surface jusqu'à une profondeur de 2 000 m. La proportion du contenu thermique des océans a été multipliée par plus de deux depuis les années 1990, par rapport aux tendances à long terme. Le réchauffement de l'océan est visible dans la plus grande partie de l'océan mondial, seules quelques régions affichant un refroidissement à long terme.
- L'océan présente un schéma prononcé de changements de la salinité dans les observations multidécennales, avec des modèles de surface et de subsurface fournissant des preuves claires d'une amplification du cycle de l'eau au-dessus de l'océan. Cela se manifeste par des salinités accrues dans les régions subtropicales proches de la surface et à forte salinité, et par un rafraîchissement dans les régions à faible salinité comme la piscine d'eau chaude du Pacifique Ouest et les pôles.
- L'augmentation des niveaux de CO₂ dans l'atmosphère et, partant, celle du carbone dans les océans ont modifié la chimie des océans, avec notamment des variations du pH et de la saturation en aragonite. Des études de terrain et des expériences ont montré qu'un environnement marin plus riche en carbone, notamment lorsque d'autres facteurs de stress environnemental sont associés, a des effets négatifs sur un grand nombre d'organismes, en particulier ceux qui forment des coquilles de carbonate de calcium, et modifie la biodiversité et la structure des écosystèmes.
- Des décennies d'observations de l'oxygène permettent de produire des analyses de tendances solides. Des mesures à long terme ont montré une diminution des concentrations d'oxygène dissous pour la plupart des régions océaniques et l'expansion des zones appauvries en oxygène. Une diminution de la solubilité due à la température est responsable de la plupart des pertes d'oxygène près de la surface, bien que la diminution de l'oxygène ne soit pas limitée à la partie supérieure de l'océan et soit présente dans toute la colonne d'eau dans de nombreuses régions.
- L'étendue totale de la glace de mer a diminué rapidement dans l'Arctique, mais les tendances sont insignifiantes dans l'Antarctique. Dans l'Arctique, c'est dans le secteur pacifique de l'océan Arctique que les tendances estivales sont les plus frappantes, tandis que, dans l'Antarctique, les tendances estivales montrent des augmentations dans la mer de Weddell et des diminutions dans le secteur antarctique occidental de l'océan Austral. Les variations de l'étendue de la glace de mer résultent des changements des vents et des courants océaniques.

1. Introduction

Le présent chapitre analyse l'état physique et chimique actuel de l'océan et ses tendances à l'aide de sept indicateurs clés des changements climatiques :

- **Niveau de la mer.** Le niveau de la mer évolue au gré des changements qui se produisent dans le système climatique de la Terre en réponse à une variabilité climatique non forcée, ainsi qu'aux influences naturelles et

anthropiques. Il s'agit donc d'un indicateur majeur des changements climatiques et de la variabilité du climat à l'échelle mondiale.

- **Circulation océanique.** La circulation océanique joue un rôle central dans la régulation du climat de la Terre et influence la vie marine en transportant la chaleur, le carbone, l'oxygène et les nutriments. Les principaux moteurs de la circulation océanique sont les vents de surface et les gradients de densité (déterminés par la température et la salinité de l'océan), et toute modification de ces moteurs peut induire des changements dans la circulation océanique.
- **Température de la mer et contenu thermique de l'océan.** Le réchauffement rapide de l'océan mondial au cours des dernières décennies affecte les conditions météorologiques, le climat, les écosystèmes, les sociétés humaines et les économies (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2019). L'augmentation de la chaleur dans l'océan se manifeste de nombreuses façons, notamment par une augmentation de la température intérieure de l'océan (Cheng et al., 2019b), une élévation du niveau de la mer causée par la dilatation thermique, la fonte des calottes glaciaires, un cycle hydrologique intensifié, des changements dans les circulations atmosphériques et océaniques et des cyclones tropicaux plus intenses avec des précipitations plus abondantes (Trenberth et al., 2018).
- **Salinité.** Grâce à la mise au point de dispositifs d'observation plus performants, la salinité des océans a fait l'objet d'une plus grande attention dans les rapports d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (quatrième rapport, Bindoff et al., 2007; et cinquième rapport, Rhein et al., 2013) ainsi que dans la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017). Les changements de la salinité des océans sont importants compte tenu du fait que l'océan mondial couvre 71 % de la surface de la Terre et contient 97 % de l'eau libre de la Terre (Durrack, 2015). Toute modification de l'eau à l'échelle planétaire se traduit par la modification des schémas de salinité des océans, un marqueur du cycle de l'eau du plus grand réservoir du système climatique.
- **Acidification des océans.** L'augmentation des concentrations de CO₂ dans l'atmosphère a également un effet direct sur la chimie de l'océan compte tenu de l'absorption océanique de CO₂. L'océan a absorbé environ 30 % de toutes les émissions de CO₂ entre 1870 et 2015 (Le Quéré et al., 2016; Gruber et al., 2019), et l'augmentation de la concentration de CO₂ dans l'eau fait baisser son pH par la formation d'acide carbonique.
- **Oxygène dissous.** Les variations de l'oxygène océanique ont un impact profond sur la vie marine, du cycle des nutriments jusqu'aux limites de l'habitat des poissons pélagiques (par exemple, Worm et al., 2005; Diaz et Rosenberg, 2008; Stramma et al., 2012; Levin, 2018) et peuvent influencer les changements climatiques par des émissions d'oxyde nitreux, un puissant gaz à effet de serre (par exemple, Voss et al., 2013).
- **Glace de mer.** La glace de mer dans les régions polaires couvre environ 15 % de l'océan mondial et affecte le système climatique mondial en ce qu'elle influe le bilan thermique mondial et la circulation thermohaline à l'échelle de la planète. En outre, la glace de mer a un albédo élevé, réfléchissant plus de lumière solaire que l'océan liquide, et sa fonte libère de l'eau douce, ce qui ralentit le tapis roulant océanique mondial (le système de circulation permanente des grands fonds, régi par la température et la salinité).

Le présent chapitre, qui repose sur ces indicateurs, présente des informations détaillées concernant les impacts des changements climatiques sur l'état physique et chimique de l'océan, son évolution et ses configurations spatiales. Il doit être lu conjointement avec le chapitre 9, qui analyse les phénomènes climatiques extrêmes (canicules marines, événements El Niño extrêmes et cyclones tropicaux) et décrit de manière plus détaillée les pressions de certains des changements physiques et chimiques sur les écosystèmes marins et les populations humaines. D'autres aspects sont couverts dans la section sur la glace des hautes latitudes du chapitre 7, consacré aux tendances de l'état de la biodiversité dans les habitats marins.

2. État physique et chimique de l'océan

2.1. Niveau de la mer

Depuis le début des années 1990, le niveau de la mer est régulièrement surveillé au niveau mondial et régional par une série de missions altimétriques de haute précision (TOPEX/POSEIDON, Jason-1, Jason-2, Jason-3, Envisat, SARAL/AltiKa, Sentinel-3A et Sentinel-3B).

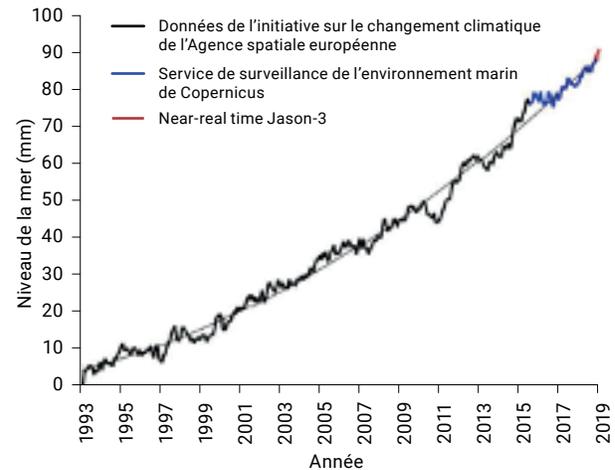
La figure I présente la courbe du niveau moyen de la mer à l'échelle mondiale la plus récemment mise à jour, basée sur l'altimétrie par satellite (mise à jour de Legeais et al., 2018). Depuis 1993, le niveau moyen de la mer au niveau mondial s'élève à un rythme moyen de $3,1 \pm 0,3$ mm par an, avec une nette accélération superposée d'environ $0,1$ mm par an² (Chen et al., 2017; Dieng et al., 2017; Yi et al., 2017; Nerem et al., 2018; Global Sea Level Budget Group du Programme mondial de recherche sur le climat, 2018)¹. L'altimétrie par satellite a également révélé une forte variabilité régionale des taux de variation du niveau de la mer, les taux régionaux étant jusqu'à 2 à 3 fois supérieurs à la moyenne mondiale dans certaines régions au cours de l'ère altimétrique (voir figure II).

Il existe aujourd'hui plusieurs systèmes d'observation permettant de quantifier les différentes contributions des changements du niveau de la mer au niveau mondial et régional. Le système Argo de flotteurs profilants autonomes² mesure la température et la salinité de l'eau de mer jusqu'à une profondeur de 2 000 m avec une couverture quasi mondiale. La mission de gravimétrie spatiale Gravity Recovery and Climate Experiment permet de surveiller les changements de la masse des océans dus à la perte de masse des glaciers et des calottes glaciaires, ainsi que les changements du stockage de l'eau terrestre. Elle mesure également les variations individuelles de la masse d'eau des glaciers, des calottes glaciaires et des masses d'eau terrestres. D'autres techniques, telles que le radar interférométrique à synthèse d'ouverture et l'altimétrie radar et laser, sont également utilisées pour estimer les bilans massiques des calottes glaciaires.

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

² Voir www.argo.net.

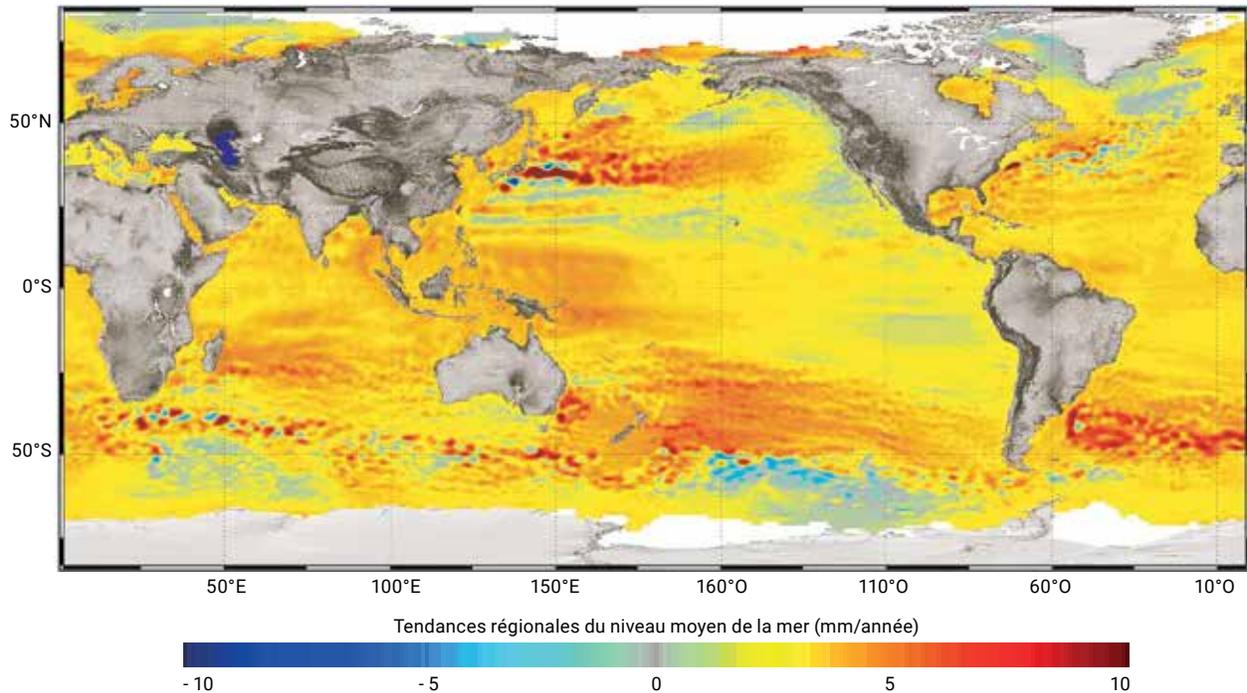
Figure I
Évolution du niveau moyen de la mer à l'échelle mondiale à partir des observations altimétriques par satellites multi-missions



Source : Legeais et al., 2018 (mise à jour).

L'étude du bilan du niveau de la mer est importante car elle fournit des contraintes liées aux contributions manquantes ou mal connues, telles que les grands fonds marins, qui sont sous-échantillonnés par les systèmes d'observation actuels. Le niveau moyen mondial de la mer, corrigé en fonction de l'évolution de la masse des océans, permet d'estimer indépendamment les changements du contenu thermique total des océans au fil du temps, et ainsi de déduire le déséquilibre énergétique de la Terre. La figure III présente les moyennes annuelles du niveau moyen de la mer à l'échelle mondiale enregistrées depuis 2005 et la somme de l'expansion thermique des océans et de l'augmentation de la masse océanique due à la fonte des glaces terrestres et à la modification du stockage de l'eau terrestre (Global Sea Level Budget Group du Programme mondial de recherche sur le climat, 2018). Elle montre que les résidus annuels restent en dessous du seuil de 2 mm. En termes de tendances, le bilan du niveau de la mer depuis 2005 est proche de $0,3$ mm par

Figure II
Tendances régionales du niveau de la mer d'après l'altimétrie satellitaire pour la période allant de janvier 1993 à octobre 2019

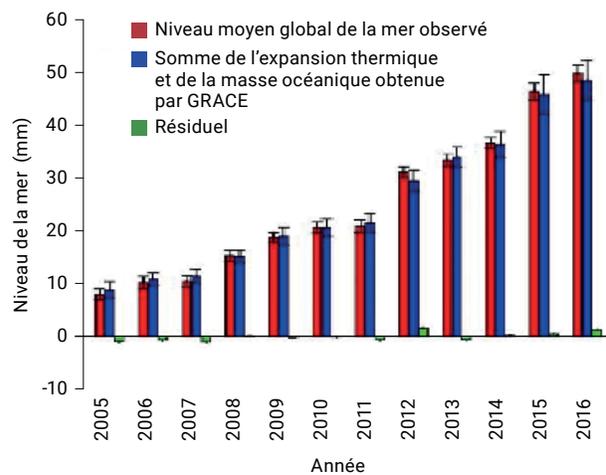


Source : Service de surveillance de l'environnement marin de Copernicus.

an, ce qui est similaire à l'incertitude associée à l'élévation moyenne du niveau de la mer. D'autres études (Dieng et al., 2017; Nerem et al., 2018) montrent également l'équilibrage du bilan du niveau de la mer sur toute l'ère altimétrique (depuis 1993).

Au niveau local, en particulier dans les zones côtières, d'autres processus à petite échelle s'ajoutent aux composantes du niveau moyen mondial et régional de la mer et peuvent faire que le niveau de la mer côtière s'écarte considérablement de l'élévation du niveau de la mer constatée en haute mer (Woodworth et al., 2019). Par exemple, les changements des vents, de vagues et des courants de petite échelle près des côtes, ainsi que l'apport d'eau douce dans les estuaires des rivières, peuvent modifier la structure de densité des eaux de mer, et donc le niveau de la mer côtière.

Figure III
Bilan mondial annuel moyen du niveau de la mer depuis 2005



Source : Global Mean Sea Level Budget Group, Programme mondial de recherche sur le climat, 2018.
Abréviation : GRACE, Gravity Recovery and Climate Experiment.

2.2. Circulation océanique

Les changements dans le système de circulation océanique se produisent à l'échelle mondiale et leur observation provient d'un éventail de sources de données. Les variations de la hauteur du niveau de la mer, mesurées par l'altimétrie de haute précision des satellites depuis 1993, semblent indiquer un élargissement et un renforcement des gyres subtropicaux dans le Pacifique Nord (Qiu et Chen, 2012) et le Pacifique Sud (Cai, 200; Hill et al., 2008). Les données montrent en outre un déplacement vers les pôles de nombreux courants océaniques, y compris le courant circumpolaire antarctique et les gyres subtropicaux de l'hémisphère sud (Gille, 2008), ainsi que les courants de frontière ouest dans tous les bassins océaniques (Wu et al., 2012).

Les changements les plus marqués sont cependant observés dans l'océan Atlantique. Compte tenu des changements climatiques, on s'attend depuis longtemps à un ralentissement de l'un des principaux systèmes de courants océaniques, la circulation méridienne de retournement atlantique (Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2013). Comme le système actuel transporte la chaleur de l'hémisphère sud et des tropiques vers l'Atlantique Nord, son évolution peut être déduite de celle de la température de surface de la mer. Le refroidissement observé dans l'Atlantique Nord subpolaire depuis la fin du XIX^e siècle a déjà été lié à un ralentissement de la circulation méridienne de retournement atlantique (Dima et Lohmann, 2010; Latif et al., 2006; Rahmstorf et al., 2015). En outre, différents indicateurs indirects, largement indépendants, de l'évolution de la circulation publiés ces dernières années indiquent que celle-ci est à son plus faible niveau depuis plusieurs centaines d'années (voir figure IV) et qu'elle s'est affaiblie au cours du siècle dernier (voir figure V; César et al., 2018). Cet

affaiblissement est également visible dans les mesures directes du programme de recherche RAPID³ (Smeed et al., 2018) effectuées au cours de la dernière décennie.

Les informations sur les circulations et leurs changements peuvent être déduites à partir de mesures directes, d'indicateurs indirects ou de simulations de modèles. Les principales incertitudes concernant les tendances de la circulation océanique proviennent des courtes périodes de mesures directes et continues, du caractère incomplet de la représentation d'une circulation à partir d'indicateurs indirects et des incertitudes inhérentes aux modèles. Il importe donc de consolider les programmes de recherche d'observations existants, tels que le programme Global Drifter (Dohan, 2010) et le programme Argo (Freeland et al., 2010), mais également les principaux projets d'observation de la circulation méridienne de retournement atlantique, à savoir le réseau RAPID (Smeed et al., 2014), mesurant la force de la circulation depuis 2004 à environ 26°N, le programme Overturning in the Subpolar North Atlantic⁴ (Lozier et al., 2017), mesurant le retournement qui alimente la circulation depuis 2014, et l'Observatoire de la variabilité interannuelle et décennale en Atlantique Nord⁵, qui mesure des paramètres océaniques le long d'une ligne reliant le Groenland au Portugal (Mercier et al., 2015).

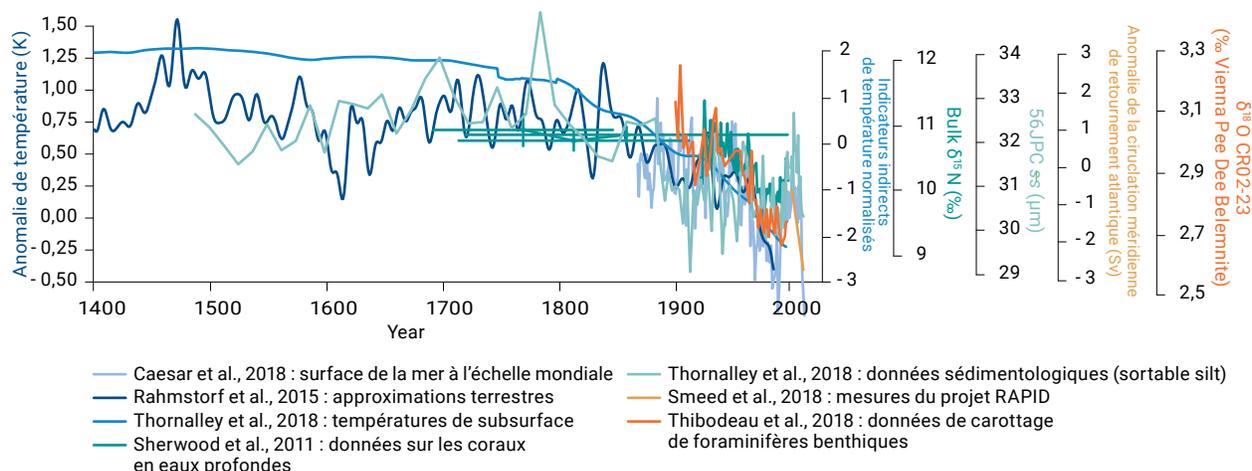
Les impacts des changements dans le système de circulation océanique sont variables. La circulation méridienne de retournement de l'Atlantique est cruciale pour le flux de chaleur méridional et influence donc fortement le climat dans la région de l'Atlantique Nord. Son ralentissement peut réduire l'absorption de carbone par les océans (Zickfeld et al., 2008) et renforcera l'élévation du niveau de la mer le long de la côte est des États-Unis d'Amérique (Goddard et al., 2015). Cependant, le gyre subtropical du Pacifique Nord, plus fort, entraîne

³ Le programme RAPID vise à déterminer la variabilité de la circulation méridienne de retournement atlantique et son lien avec le climat. Un réseau déployé en 2004 observe en permanence la force de la circulation à environ 26°N.

⁴ Il s'agit d'un programme international conçu pour fournir un enregistrement continu des flux de chaleur, de masse et d'eau douce dans l'Atlantique Nord subpolaire.

⁵ Le projet documente la variabilité de la circulation et les propriétés de la masse d'eau dans la partie nord de l'Atlantique Nord.

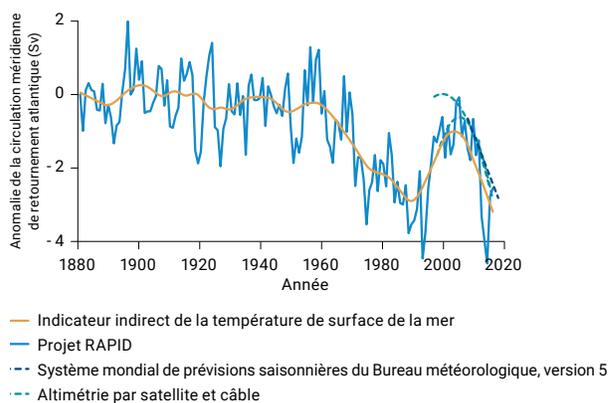
Figure IV
Tendance de la force de la circulation méridienne de retournement atlantique dans les observations depuis 1400 à partir de différents indicateurs indirects



La figure montre l'évolution à long terme des températures de la surface de la mer et des terres dans la région de l'Atlantique Nord [différentes nuances de bleu (César et al., 2018; Rahmstorf et al., 2015; Thornalley et al., 2018), les données provenant de carottes en eau profonde [vert clair (Thornalley et al., 2018), vert foncé (Sherwood et al., 2011) et orange (Thibodeau et al., 2018)] et la tendance linéaire de la surveillance *in situ* de la circulation par le projet RAPID [brun, (Smeed et al., 2018)].

une élévation régionale du niveau de la mer dans l'océan Pacifique Nord tropical occidental (Timmermann et al., 2010). Il s'agit des réactions dynamiques de la hauteur du niveau de la mer aux changements de la circulation océanique. Le déplacement vers les pôles des courants de frontière ouest entraîne un réchauffement dans des régions jusqu'alors épargnées par ces courants chauds et forts. L'expansion thermique qui en résulte entraînera une élévation du niveau de la mer dans les zones côtières adjacentes, comme dans l'océan Austral et l'océan Indien (Alory et al., 2007; Gille, 2008). Parmi les autres impacts possibles qu'il convient d'étudier de manière plus approfondie, on peut citer les changements dans les écosystèmes marins et la production primaire, étant donné que les courants transportent des nutriments, et les effets sur les systèmes météorologiques, comme la survenance de vagues de chaleur, de sécheresses ou d'inondations, car la circulation océanique a un impact considérable sur les schémas de circulation atmosphérique et, avec elle, de précipitations (Duchez et al., 2016).

Figure V
Tendance de la force de la circulation méridienne de retournement atlantique dans les observations



La figure montre le filtrage à long terme (filtrage-lissage des nuages de points à pondération locale sur 20 ans; les lignes fines sont des valeurs annuelles) d'indicateurs indirects de la température de surface de la mer (en bleu), la tendance quadratique d'un produit de réanalyse de l'océan (Meteorological Office Global Seasonal Forecasting System, version 5; Jackson et al., 2016), une reconstruction à partir de mesures altimétriques par satellite et par câble (Frackja-Williams, 2015) et la tendance linéaire de la surveillance *in situ* de la circulation par le projet RAPID.

Source : César et al., 2018.

2.3. Température de la mer et contenu thermique de l'océan

Température de surface de la mer

Les analyses de la température globale de la surface de la mer évaluées ici sont dérivées de quatre ensembles de données publiées (voir figure VI). Tous les ensembles de données révèlent une augmentation de la température moyenne globale de la surface de la mer depuis le début du XX^e siècle. Les données relatives à la température moyenne de la surface de la mer au niveau mondial, calculée selon une tendance linéaire sur la période 1900-2018, montrent un réchauffement incontestable de $0,60 \text{ °C} \pm 0,07 \text{ °C}$ (estimations centenaires de la température de surface de la mer basées sur des observations *in situ*, version 1, COBE1) (Ishii et al., 2005), $0,62 \text{ °C} \pm 0,11 \text{ °C}$ (estimations centenaires de la température de surface de la mer basées sur des observations *in situ*, version 2, COBE2) (Hirahara et al., 2014), $0,56 \text{ °C} \pm 0,07 \text{ °C}$ (ensemble de données sur la glace de mer et la température de surface de la mer du Hadley Centre, HadISST) (Rayner et al., 2003), $0,72 \text{ °C} \pm 0,10 \text{ °C}$ (extended reconstructed sea surface temperature, ERSST) (Huang et al., 2017) par siècle (c^{-1}), avec un intervalle de confiance de 90 %. En considérant tous les ensembles de données, le taux moyen de température de la surface de la mer est de $0,62 \text{ °C} \pm 0,12 \text{ °C c}^{-1}$ sur la même période. Les différences observées entre les ensembles de données s'expliquent essentiellement par la façon dont chaque méthodologie traite les zones pour lesquelles il n'existe que peu ou pas de données, et par la façon dont chaque analyse tient compte des changements de méthodes de mesure. Parmi tous les ensembles de données, les 10 années les plus chaudes ont toutes été enregistrées depuis 1997, les 5 années les plus chaudes l'ayant été depuis 2014. La dernière décennie (2009-2018) montre un taux de réchauffement beaucoup plus élevé que la tendance à long terme : $2,41 \text{ °C} \pm 1,79 \text{ °C}$ (COBE1), $2,97 \text{ °C} \pm 1,81 \text{ °C}$ (COBE2), $2,05 \text{ °C} \pm 1,85 \text{ °C}$ (HadISST) et $2,81 \text{ °C} \pm 1,98 \text{ °C}$ (ERSST) c^{-1} . Le taux moyen est de $2,56 \text{ °C} \pm 0,68 \text{ °C c}^{-1}$ sur la période 2009-2018. Outre les observations *in situ*, les données satellitaires font apparaître des changements

cohérents de la température de surface de la mer sur la période allant de 1981 à 2016 (Good et al., 2020; voir aussi figure VI).

La plupart des zones océaniques du globe se réchauffent (voir figure VI.B). Le réchauffement général de la surface des océans est la preuve directe de l'influence humaine sur le système climatique (Bindoff et al., 2013). Un certain nombre de régions, telles que l'océan Atlantique Nord subpolaire, ont connu un refroidissement au cours du siècle dernier (souvent appelé la « goutte froide » ou le « trou de réchauffement de l'Atlantique Nord »). Plusieurs études suggèrent que la « goutte froide » indique un affaiblissement de la circulation méridienne de retournement atlantique, peut-être en réponse à l'augmentation des concentrations de CO_2 dans l'atmosphère (César et al., 2018). D'autre part, des taux de réchauffement plus faibles ont caractérisé le Pacifique équatorial et l'est du Pacifique tropical. Dans le Pacifique Sud-Est, du centre du Pérou au nord du Chili, une tendance au refroidissement de la surface sur plusieurs décennies était détectée jusqu'à la fin des années 2000 (Gutiérrez et al., 2016, et les références qui y figurent), probablement associée à une amélioration de la remontées des eaux côtières ou à des changements de circulation induits à distance (Dewitte et al., 2012).

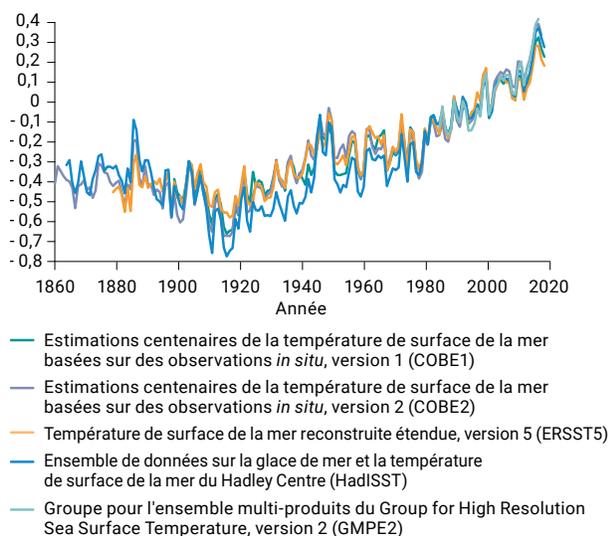
Contenu thermique des océans

Les changements climatiques dus aux activités humaines sont principalement imputables à l'interférence avec les flux naturels d'énergie à travers le système climatique, qui crée un déséquilibre énergétique causé par l'augmentation des gaz à effet de serre qui piègent la chaleur (Hansen et al., 2011; Trenberth et al., 2018) dans l'atmosphère. Plus de 90 % du déséquilibre énergétique s'accumule dans l'océan (Rhein et al., 2013). Le déséquilibre thermique se manifeste par l'augmentation du contenu thermique de l'océan. Localement, le contenu thermique de l'océan (OHC) peut être estimé en intégrant la température de la mer (T) de la profondeur de l'océan z_1 à la profondeur z_2 :

$$\text{OHC} = c_p \int_{z_1}^{z_2} \rho T dz$$

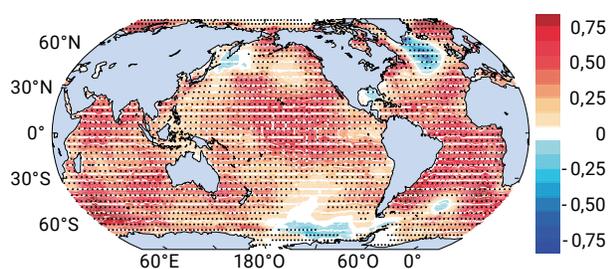
Où ρ est la densité de l'eau de mer et C_p est la capacité thermique spécifique de l'eau de mer.

Figure VI.A
Anomalies de la température moyenne de la surface à l'échelle mondiale (°C, moyenne annuelle)



Note : Les estimations *in situ* sont tirées des ensembles de données COBE1, COBE2, ERSST5, HadISST et GMPE2.

Figure VI.B
Schéma spatial de l'évolution à long terme de la température de la surface de la mer (°C par siècle) de 1854 à 2018 pour les données ERSST



Note : Toutes les données utilisent une base de référence commune pour la période 1981-2010. Les points noirs indiquent les cases où les tendances sont significatives (c'est-à-dire qu'une tendance de 0 se situe en dehors de l'intervalle de confiance de 90 %).

Le déséquilibre énergétique de la Terre et le contenu thermique des océans sont les paramètres fondamentaux du réchauffement climatique (Hansen et al., 2011; Trenberth et al., 2018; Von Schuckmann et al., 2016; Cheng et al., 2018). L'enregistrement du contenu thermique de l'océan est beaucoup moins affecté

par la variabilité interne du système climatique que les enregistrements de la température de surface de la mer plus couramment utilisés, il est donc mieux adapté à la détection et à l'attribution des influences humaines (Cheng et al., 2018) que d'autres mesures.

Depuis le cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Rhein et al., 2013), des progrès substantiels ont été réalisés dans l'amélioration des enregistrements à long terme du contenu thermique des océans, et un certain nombre de sources d'incertitude dans les mesures et analyses antérieures ont été identifiées et sont désormais mieux prises en compte (Abraham et al., 2013; Boyer et al., 2016; Cheng et al., 2016, 2017a; Ishii et al., 2017). Parallèlement, des efforts ont été faits pour améliorer la prise en compte des écarts spatiaux ou temporels dans les mesures historiques de la température des océans. Par exemple, une nouvelle méthode d'interpolation spatiale a été proposée (Cheng et al., 2017a), et la correction d'une estimation existante a été mise à disposition (Ishii et al., 2017). Il devient de plus en plus évident que de nombreuses stratégies traditionnelles visant à combler les lacunes ont introduit un biais conservateur, favorable à des changements de moindre envergure. Parmi celles qui comportent le moins de biais figurent Cheng et al. (2017a), Domingues et al. (2008) et Ishii et al. (2017).

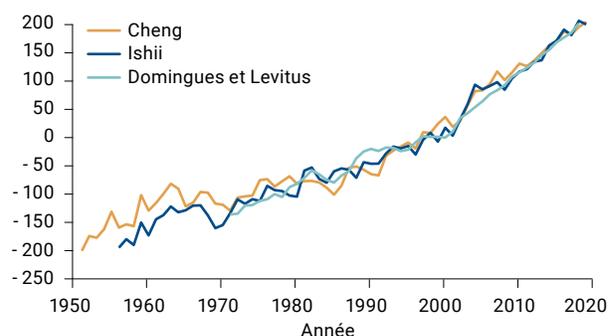
Les trois estimations récentes du contenu thermique de l'océan basées sur des observations montrent un réchauffement très régulier de l'océan depuis la fin des années 1950 (voir figure VII). Elles suggèrent un taux linéaire de $0,36 \pm 0,06 \text{ Wm}^{-2}$ (Ishii et al., 2017) et $0,33 \pm 0,10 \text{ Wm}^{-2}$ (Cheng et al., 2017a) (moyenne sur la surface de la Terre) sur la période 1955-2018, avec un taux moyen de $0,34 \pm 0,08 \text{ Wm}^{-2}$ sur tous les ensembles de données. Les nouvelles estimations sont collectivement plus élevées que les précédentes (Rhein et al., 2013) et plus cohérentes entre elles (Cheng et al., 2019a). Le taux de réchauffement des océans pour les 2000 m supérieurs a augmenté dans les décennies qui ont suivi les années 1990, avec des tendances linéaires de $0,58 \pm 0,06 \text{ Wm}^{-2}$ (Cheng et al., 2017a), $0,61 \pm 0,08 \text{ Wm}^{-2}$ (Ishii et

al., 2017) et $0,66 \pm 0,02 \text{ Wm}^{-2}$ (Domingues et al., 2008; Levitus et al., 2012) entre 1999 et 2018. Le taux moyen est de $0,62 \pm 0,05 \text{ Wm}^{-2}$. Au cours des dix dernières années (2009-2018), le taux d'augmentation du contenu thermique des océans a été le suivant : $0,56 \pm 0,06 \text{ Wm}^{-2}$ (Cheng et al., 2017a), $0,66 \pm 0,09 \text{ Wm}^{-2}$ (Ishii et al., 2017) et $0,66 \pm 0,03 \text{ Wm}^{-2}$ (Domingues et al., 2008; Levitus et al., 2012). Le taux moyen est de $0,65 \pm 0,07 \text{ Wm}^{-2}$. En ce qui concerne le contenu thermique de l'océan, les dix dernières années ont été les plus chaudes jamais enregistrées (Cheng et al., 2019a), car le contenu thermique est moins affecté par la variabilité naturelle.

On observe une augmentation du contenu thermique de l'océan dans pratiquement tout l'océan mondial, jusqu'à une profondeur de 2000 m (voir figure VII). Quelques tendances intrigantes se dégagent en ce qui concerne le changement du contenu à long terme au cours de la période 1960-2018 : un réchauffement plus important dans l'océan Austral (environ 70°S à environ 40°S) et l'océan Atlantique (environ 40°S à environ 50°N) que dans d'autres régions et un réchauffement plus faible dans l'ensemble de l'océan Pacifique et de l'océan Indien (environ 30°S à environ 60°N) (voir figure VII). Le réchauffement à long terme de l'océan Austral a été identifié et attribué en grande partie aux gaz à effet de serre (Cheng et al., 2017a; Swart et al., 2018), principalement sous l'effet de changements de flux air-mer associés à la circulation de retournement et au mélange de la haute mer (Swart et al., 2018). Le réchauffement de l'océan Austral a des conséquences majeures en raison de son influence sur le réservoir de glace de l'hémisphère sud. Le contenu thermique des eaux proches de la surface de l'océan Austral joue un rôle essentiel dans la limitation du développement saisonnier de la glace de mer, et le réchauffement peut donc se répercuter sur le climat mondial en limitant l'albédo de la Terre. En outre, le réchauffement des océans accélère la fonte des plateformes glaciaires de l'Antarctique, menaçant la stabilité de sa calotte glaciaire, avec des implications mondiales en termes d'élévation du niveau de la mer (Sallée et al., 2018).

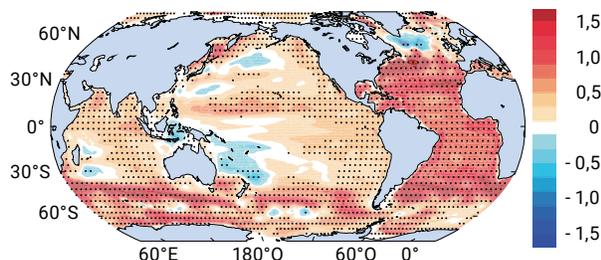
Sur la période 1998-2013, un ralentissement de l'augmentation de la température de la surface de la mer et de la température mondiale de surface a conduit de nombreuses voix à affirmer l'existence d'un « hiatus climatique » (Hartmann, 2013). L'enregistrement actualisé jusqu'en 2018 (voir figure V) montre que la tendance linéaire de la température de surface de la mer pour la période 1998-2018 est de $1,25 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,52 \text{ }^\circ\text{C c}^{-1}$, ce qui est supérieur à la tendance linéaire enregistrée pendant la période de référence (1982-1997) ($1,00 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,46 \text{ }^\circ\text{C c}^{-1}$). Cela indique effectivement la fin du ralentissement de l'augmentation de la température de surface avec l'apparition du phénomène El Niño extrême de 2015/16 (Hu et Fedorov, 2017). En outre, il apparaît clairement que le taux d'augmentation du contenu thermique des océans s'est accru depuis la fin des années 1990 (voir figure VII). L'augmentation constante de la température de la surface de la mer et du contenu thermique des océans réfute l'idée d'un ralentissement du réchauffement climatique induit par l'homme.

Figure VII.A
Changements observés du contenu thermique de l'océan



Note : Moyenne annuelle pour les 2 000 m supérieurs, en zettajoules (10^{21} joules) (Cheng et al., 2017a; Domingues et al., 2008; Levitus et al., 2012; Ishii et al., 2017). L'estimation de Domingues (0-700 m) est combinée avec celle de Levitus (700-2 000 m) pour produire une série chronologique de 0-2 000 m, suite au cinquième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (Rhein et al., 2013).

Figure VII.B
Schéma spatial de la tendance à long terme du contenu thermique de l'océan (Wm^{-2}), 1955-2018



Note : Toutes les données utilisent une base de référence commune pour la période 1981-2010. Les points noirs indiquent les cases où les tendances sont significatives (c'est-à-dire qu'une tendance de 0 se situe en dehors de l'intervalle de confiance de 90 %).

Source : Cheng et al., 2017a.

2.4. Salinité

Les études décrites dans les quatrième et cinquième rapports d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat ont documenté des modèles spatiaux de salinité de surface et de subsurface qui représentent un changement à long terme (Bindoff et al., 2007; Rhein et al., 2013). Dans la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), les changements pluridécennaux à long terme de la salinité des océans ont été consignés tout au long de la période historique.

Les études mentionnées ci-dessus montrent clairement que les régions océaniques subtropicales de haute salinité proches de la surface et l'ensemble du bassin atlantique sont devenues plus salines, et que les régions de basse salinité, comme la piscine d'eau chaude du Pacifique Ouest, et les régions de haute latitude sont devenues plus fraîches lorsque l'on compare les données historiques antérieures (depuis les années 1950 environ) aux salinités actuelles (par exemple, Boyer et al., 2005; Hosoda et al., 2009; Durack et Wijffels, 2010; Helm et al., 2010; Skliris et al., 2014). Le schéma des changements reflète une amplification de la salinité moyenne climatologique et a été relié, par des simulations de modèles (p. ex., Durack et al., 2012, 2013; Terray et al., 2012; Vinogradova et Ponte, 2013;

Durack, 2015; Levang et Schmitt, 2015; Zika et al., 2015), à une amplification coïncidente du cycle de l'eau atmosphérique (p. ex., Held et Soden, 2006).

Alors que les évaluations historiques à long terme des changements sont compliquées par le réseau d'observation éparpillé qui remonte au milieu du XX^e siècle, les évaluations récentes s'appuient sur la couverture océanique mondiale exhaustive des données de profil Argo de 2008 à aujourd'hui. Comme les observations modernes ne fournissent qu'une couverture temporelle de 10 ans (de 2008 à aujourd'hui), les changements estimés sont plus fortement affectés par les modes de variabilité non forcée, qui influencent la salinité des océans au niveau régional plus que les estimations à long terme, mais leur couverture spatiale et temporelle permet des estimations plus précises des changements. Les dernières analyses reposant uniquement sur le système Argo ont montré pour la première fois que presque toutes les anomalies de salinité enregistrées 2017 dans l'Atlantique entre 0 m et 1 500 m sont positives (> 0,05 échelle de salinité pratique-78), reflétant les tendances à long terme mentionnées ci-dessus, le Pacifique montrant un rafraîchissement général, similaire aux tendances à long terme.

Depuis la première Évaluation, les mesures de salinité obtenues grâce aux satellites Soil Moisture and Ocean Salinity Aquarius et Soil Moisture Active Passive (par exemple, Berger et al., 2002; Lagerloef et al., 2008; Tang et al., 2017) sont devenues plus importantes. Bien que les données satellitaires sur la salinité ne soient disponibles que depuis 2010 et que des travaux soient en cours pour comparer et homogénéiser les produits de données entre les plateformes satellitaires, elles commencent à fournir des informations essentielles sur la variabilité de la salinité des océans due aux précipitations (par exemple, Boutin et al., 2013, 2014; Drushka et al., 2016). En outre, la couverture temporelle et spatiale relativement élevée de la salinité par satellite, par rapport aux plateformes *in situ* (par exemple Argo), donne pour la première fois un aperçu des interactions du cycle de l'eau avec les cycles de l'eau terrestre

et océanique, comme le panache d'eau douce de l'Amazone (Grotsky et al., 2014).

Compte tenu de toutes les analyses disponibles, il est extrêmement probable que des changements de salinité près de la surface et sous la surface se soient produits dans le monde entier depuis les années 1950. Une amplification du modèle de salinité est apparente, les régions fraîches devenant plus fraîches et les régions salées devenant plus salées, et appuyée par toutes les études d'observation disponibles qui ont pris en compte le changement de salinité depuis l'avènement des enregistrements instrumentaux. Par exemple, les océans des hautes latitudes ont montré des taux significatifs de rafraîchissement. Les évaluations plus modernes sont actuellement trop courtes pour confirmer les changements constants survenus au cours de la dernière décennie. Toutefois, les analyses les plus récentes suggèrent que des tendances cohérentes commencent à se dessiner pour les bassins de l'Atlantique et, dans une moindre mesure, pour ceux du haut de l'océan Pacifique.

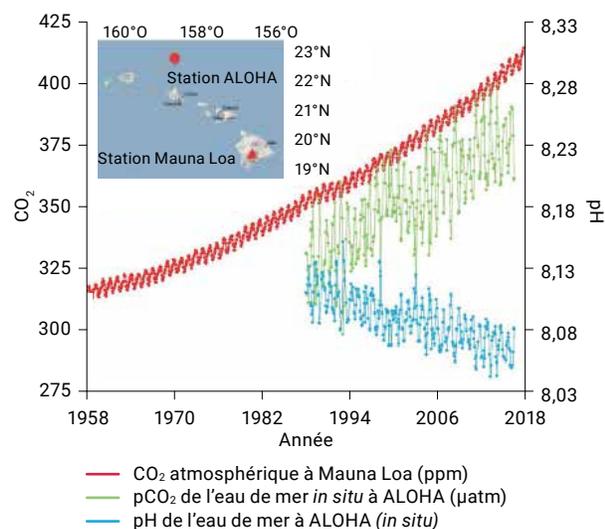
2.5. Acidification des océans

Le pH des océans de surface à l'échelle mondiale a diminué en moyenne d'environ 0,1 depuis la révolution industrielle (Caldeira et al., 2003), ce qui représente une augmentation de l'acidité d'environ 30 %. Le pH des océans devrait connaître une nouvelle diminution d'environ 0,2 à 0,3 au cours du prochain siècle (Caldeira et al., 2003; Feely et al., 2009), à moins que les émissions mondiales de carbone ne soient réduites de manière significative. Ces changements peuvent être observés dans des séries chronologiques océaniques étendues (voir figure VIII), et le taux de changement sera probablement sans précédent, au moins au cours des 66 derniers millions d'années (Hönisch et al., 2012; Zeebe et al., 2016). La chimie des carbonates varie en fonction des caractéristiques océaniques à grande échelle, notamment la profondeur, la distance par rapport aux continents en raison de l'influence des terres, le régime des remontées d'eau, l'apport d'eau douce et de nutriments et la latitude (Jewett et Romanou, 2017). En

raison de cette variabilité, déterminée par les différentes caractéristiques, seules des séries chronologiques d'observation à plus long terme peuvent détecter l'augmentation prévue à long terme de l'acidité sur des sites individuels en raison de l'augmentation des niveaux de CO₂ atmosphérique. Le temps d'émergence du signal varie de 8 à 15 ans pour les sites en haute mer et de 16 à 41 ans pour les sites côtiers (Sutton et al., 2019), ce qui rend nécessaire la mise en place de registres d'observation à long terme, en particulier dans la zone côtière où se trouvent la plupart des ressources marines importantes sur le plan commercial et culturel.

Il est désormais démontré que, du fait de l'acidification des océans, certains organismes marins, tels que les coraux, les huîtres et les ptéropodes (Hoegh-Guldberg et al., 2017; Lemasson et al., 2017; Bednarsek et al., 2016; Feely et al., 2004; Orr et al., 2005) ont plus de difficulté à former des coquilles et des squelettes en carbonate de calcium. Dans certains cas, il a également été démontré que l'acidification de l'océan diminuait la croissance et la capacité de survie de certaines espèces comme les coccolithophores, les crabes et les oursins (Campbell et al., 2016; Dodd et al., 2015; Riebesell et al., 2017; Munday et al., 2009). Bien que des tests effectués en laboratoire aient montré que certaines espèces sont vulnérables à l'acidification des océans, la manière dont cela va se traduire effectivement par des changements dans les écosystèmes et les populations d'espèces reste floue et en grande partie non documentée (McElhany, 2017). Les efforts de recherche déployés au cours de la dernière décennie ont permis de mieux comprendre comment les espèces, les écosystèmes et les cycles biogéochimiques marins peuvent être influencés par l'acidification des océans, seule ou conjuguée à d'autres facteurs de stress, tels que l'eutrophisation, le réchauffement et l'hypoxie (Baumann, 2019; Murray, 2019). Les interactions de l'acidification des océans dans les zones côtières avec les processus côtiers, tels que la remontée d'eau sous-saturée et les apports terrestres de nutriments, font aujourd'hui figure de domaine de recherche hautement prioritaire (Borgesa et Gypensb, 2010; Feely et al., 2008).

Figure VIII
Tendances de la chimie des carbonates de surface (< 50 m) de l'océan calculées à partir d'observations obtenues dans le cadre du Hawaii Ocean Time-series Program in the North Pacific de 1988 à 2018



La figure montre l'augmentation connexe des concentrations de CO₂ dans l'atmosphère (points rouges), des concentrations de pCO₂ dans l'eau de mer (points verts) et une baisse correspondante du pH de l'eau de mer (points bleus, axe des ordonnées secondaire). Les données relatives à la composition chimique des océans ont été obtenues auprès du Hawaii Ocean Time-series Data Organization and Graphical System.

Source : National Oceanic and Atmospheric Administration Pacific Marine Environmental Laboratory Carbon Program.

La variabilité naturelle de la chimie des carbonates, comme les remontées d'eau côtières et les fluctuations saisonnières de la productivité primaire, est aggravée par les changements anthropiques, ce qui crée des conditions d'acidification particulièrement extrêmes dans certaines régions de l'océan mondial (Feely et al., 2008; Cross et al., 2014). Les intenses efforts nationaux et internationaux axés sur la surveillance de la chimie des carbonates, les observations biologiques et la modélisation des prévisions biogéochimiques ou écologiques au cours de la dernière décennie ont permis de faire la lumière sur l'état et les conséquences de l'acidification des océans, du niveau local au niveau mondial. Les lacunes dans la compréhension actuelle de la chimie des océans sont comblées grâce à des efforts visant à

renforcer les capacités de surveillance mondiale, tels que le réseau mondial d'observation de l'acidification de l'océan, à l'augmentation des études d'impact biologique et à la modélisation des écosystèmes biogéochimiques.

2.6. Oxygène dissous

Comme les méthodes d'analyse chimique n'ont pas fondamentalement changé (Carpenter, 1965; Wilcock et al., 1981; Knapp et al., 1991), les tendances à long terme de l'oxygène océanique peuvent être estimées de manière assez solide lorsque la couverture des données est suffisante. Les échantillons d'oxygène dissous sont analysés au moyen de la titration Winkler, établie en 1903 et utilisée depuis pour calibrer tous les moyens de mesure de l'oxygène dissous océanique. Cela permet une analyse solide des tendances à long terme dans tous les régions avec une couverture de données suffisante. La titration Winkler moderne, assistée par ordinateur, permet une analyse plus précise, bien qu'il n'ait pas été possible de montrer un biais des mesures historiques (Schmidt et al., 2017). Le biais possible suggéré de changements de réactifs de 0,5 % (Knapp et al., 1991) a été testé sur un ensemble de données mondiales sur l'oxygène et s'est révélé très improbable, puisque le schéma cartographié de changement de l'oxygène pour un biais délibérément introduit ne correspond à aucun schéma observé (Schmidt et al., 2017).

En haute mer, la plupart des données de séries régionales à long terme montrent une légère diminution à long terme malgré les variations temporelles sur de nombreuses échelles de temps (par exemple, Keeling et al., 2010). L'augmentation des niveaux d'oxygène n'est observée que dans des séries chronologiques très limitées (Keeling et al., 2010). Les changements côtiers ont été principalement alimentés par l'écoulement fluvial des engrais, mais dans certains cas, ils ont pu être affectés par des changements d'oxygène à plus grande échelle. Ils peuvent entraîner une augmentation des zones mortes, avec des conséquences pour l'écologie et l'économie régionales (Diaz et Rosenberg, 2008).

Figure IX.A
Concentration moyenne d'oxygène dissous dans la colonne d'eau

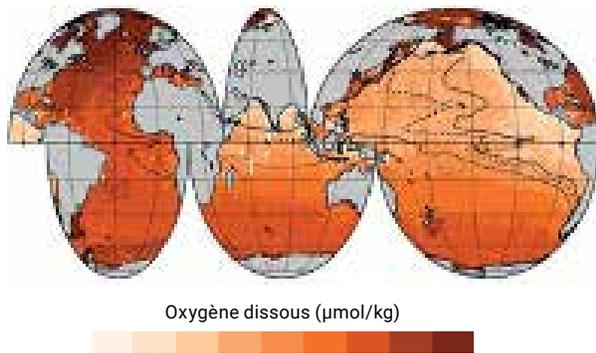
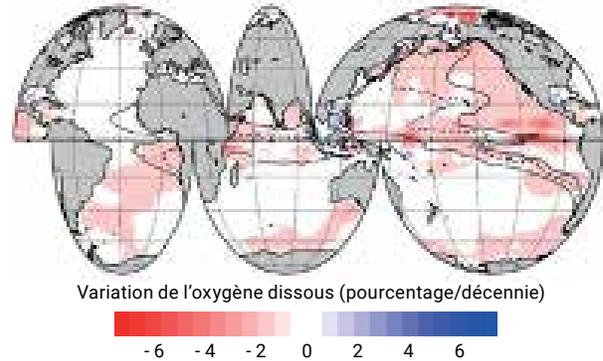


Figure IX.B
Variations de l'oxygène dissous en pourcentage par décennie



Note : Les lignes pleines, les pointillés et les tirets indiquent la présence d'un faible taux d'oxygène ($40, 80$ et $120 \mu\text{mol l}^{-1}$) à une certaine profondeur dans la colonne d'eau.

Figure IX.C
Distribution verticale de la perte d'oxygène par décennie de changement d'oxygène

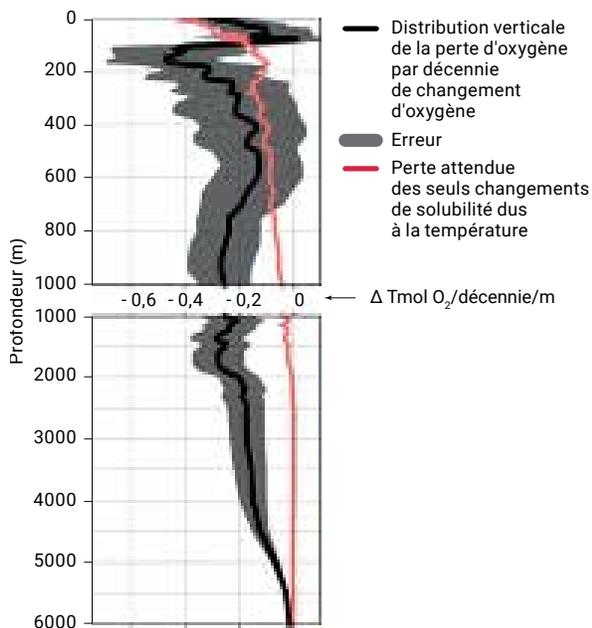
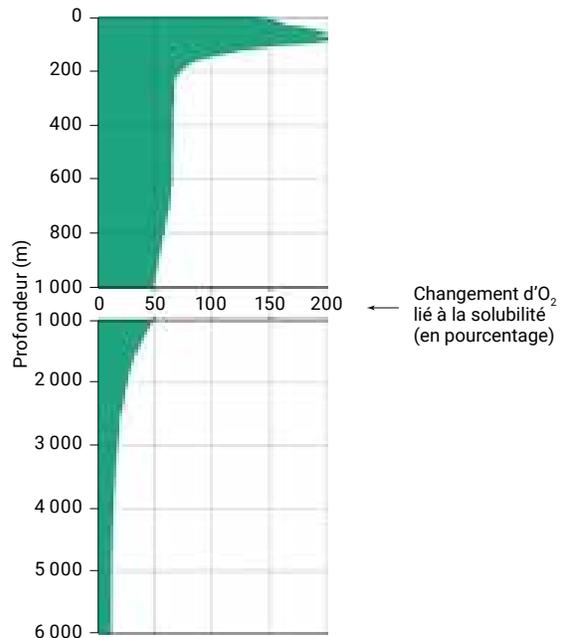


Figure IX.D
Perte cumulée d'oxygène dans la colonne d'eau due au changement de solubilité, en % de la désoxygénation observée



Note : Les changements de solubilité supérieurs à 100 % sont dus à des processus qui augmentent la teneur en oxygène de la haute mer et qui contrebalancent le réchauffement.

Source : Schmidtko et al., 2017.

À l'échelle mondiale, l'océan a perdu de l'oxygène au cours des dernières décennies. Les deux méthodes, qui comparent des instantanés de données décennales sur l'oxygène et des analyses de régression locale (Schmidt et al., 2017; Ito et al., 2017), montrent des diminutions de l'oxygène dissous à grande échelle (voir figures IX.A et IX.B). Malgré des méthodes différentes, les taux dérivés s'accordent dans les mêmes couches d'eau et compte tenu de certaines incertitudes. Les taux de désoxygénation varient en fonction de la profondeur et de la région, à l'instar des multiples processus qui modifient la teneur en oxygène, des régions isolées présentant une augmentation de l'oxygène. Le bilan mondial de l'oxygène a diminué de 2 % au cours des cinq dernières décennies, soit une perte de $4,8 \pm 2,1$ péta-moles depuis 1960 (Schmidt et al., 2017). Dans la partie supérieure de la colonne d'eau, c'est la diminution de la solubilité due à la température qui domine (voir figure IX.C). Pour la période 1970-2010, la concentration en oxygène dans les 1 000 m supérieurs a diminué de $0,046 \pm 0,047 \mu\text{mol l}^{-1} \text{an}^{-1}$, y compris un changement de solubilité de $0,025 \mu\text{mol l}^{-1} \text{an}^{-1}$ (Schmidt et al., 2017). L'analyse des couches moins profondes augmente sensiblement le changement lié à la solubilité (voir figure IX.C), en fonction du gain de chaleur dans la colonne d'eau supérieure (voir figure IX.C, partie supérieure). Cependant, pour la colonne océanique complète, les changements liés à la solubilité entre 1970 et 2010 sont faibles, $-0,006 \mu\text{mol l}^{-1} \text{an}^{-1}$ par rapport à la perte globale d'oxygène de $0,063 \pm 0,031 \mu\text{mol l}^{-1} \text{an}^{-1}$. Néanmoins, on ne peut exclure que la température soit la source principale de ces changements, par des mécanismes autres que le changement de solubilité. Les mécanismes comprennent l'augmentation de la stratification, les changements de circulation et les impacts thermiques sur les cycles biogéochimiques (par exemple, Keeling et al., 2002; Bianchi et al., 2013; Stendardo et Gruber, 2012).

La superficie des zones de minimum d'oxygène a généralement augmenté au cours des dernières décennies, bien qu'il y ait d'importantes disparités régionales (Diaz et Rosenberg, 2008). Les zones de minimum d'oxygène ont des impacts potentiels sur le changement

climatique car elles émettent de grandes quantités d'oxyde nitreux, un puissant gaz à effet de serre, en raison des processus de dénitrification dans des conditions anoxiques (par exemple, Codispoti, 2010; Santoro et al., 2011). Les zones de minimum d'oxygène ont particulièrement augmenté dans l'océan Pacifique et l'océan Indien.

2.7. Glace de mer

La glace de mer dans l'Arctique a été l'un des indicateurs les plus emblématiques des changements climatiques. Pendant l'hiver boréal, l'étendue de la glace de mer arctique atteint une superficie maximale de $15,4 \times 10^6 \text{ km}^2$ en mars et, pendant l'été boréal, elle diminue pour atteindre $6,4 \times 10^6 \text{ km}^2$ en septembre. L'étendue de la glace de mer arctique diminue de $2,7 \pm 0,4 \%$ par décennie pendant l'hiver (mars 1979-2019), et de $12,8 \pm 2,3 \%$ par décennie pendant l'été (septembre 1979-2018) (voir figure X; Fetterer et al., 2017). Alors que les tendances à la baisse pendant l'hiver sont plus uniformément réparties autour du pôle, les tendances estivales sont presque deux fois plus élevées dans le secteur pacifique de l'océan Arctique (en haut à droite des cartes, figure X). Dans cette région, les changements de vent liés à l'oscillation arctique ont de plus en plus éloigné la glace des zones côtières et l'ont poussée dans l'Atlantique Nord (Rigor et al., 2002), laissant dans son sillage une banquise beaucoup plus jeune et plus mince (Rigor et Wallace, 2004). L'épaisseur de la glace de mer arctique a diminué d'au moins 40 % (Rothrock et al., 1999, en comparant les observations sous-marines de 1958 à 1976 et de 1993 à 1997), et Kwok (2018) montre que ces changements persistent aujourd'hui. Les tendances observées en matière d'étendue (surface) et d'épaisseur de la glace de mer indiquent que le volume de la glace de mer arctique a diminué de plus de 75 % depuis 1979. Cette estimation coïncide avec de nombreuses études de modélisation, telles que le système pan-arctique de modélisation et d'assimilation des océans de glace (Zhang et Rothrock, 2003; Schweiger et al., 2011), qui estiment que le volume moyen de la glace de mer arctique de $11,5 \times 10^3 \text{ km}^3$ en septembre a

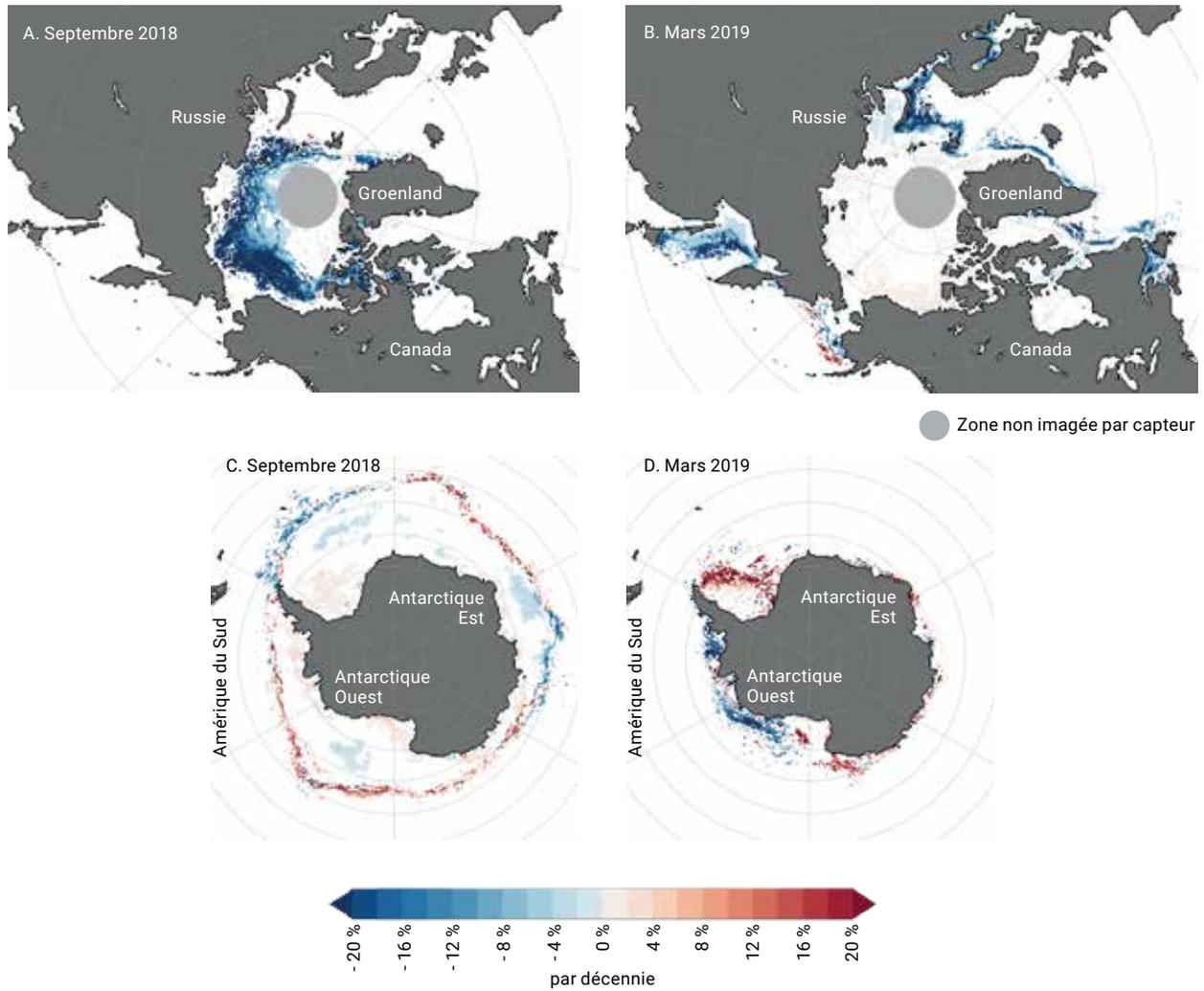
diminué entre 1979 et 2017 de $-2,8 \times 10^3 \text{ km}^3$ par décennie, le minimum record du volume total de glace ayant été établi en 2010.

En Antarctique, la glace de mer avance jusqu'à son étendue maximale de $19\text{-}20 \times 10^6 \text{ km}^2$ en septembre (hiver austral) et diminue jusqu'à un minimum de $3,1 \times 10^6 \text{ km}^2$ en février (été austral). Les tendances de l'étendue de la glace de mer antarctique sont de $0,6 \pm 0,6 \%$ par décennie pendant l'été (février 1979-2019) et de $1,1 \pm 3,7 \%$ par décennie pendant l'hiver (septembre 1979-2018). L'étendue nette de la glace de mer antarctique a montré une augmentation statistiquement significative de 1979 à 2015. À partir de 2016, elle a été constamment en dessous de la moyenne et a établi de nouvelles valeurs record. Étant donné que la soudaine variabilité de la couverture de glace de mer de l'Antarctique est largement attribuée à des changements dans la couche de mélange océanique, il est tout à fait pertinent d'élargir l'explication. Les changements nets globaux de la couverture de glace de mer ont montré une grande disparité d'une région à l'autre. Cette dichotomie entre la glace de mer de l'Arctique et celle de l'Antarctique a été attribuée aux limites imposées par la géographie. En hiver, l'étendue maximale de la glace de mer est imposée par les courants circumpolaires antarctiques et la bathymétrie sous-jacente de l'océan Austral (Nghiem et al., 2016) et, en été, la glace de mer ne peut se retirer que jusqu'à la limite du continent antarctique. Cependant,

la figure X (ligne du bas) montre que, régionalement, les tendances sont plus prononcées. Pendant l'été, l'étendue de la glace de mer augmente dans la mer de Weddell mais diminue dans la mer de Bellingshausen et la mer d'Amundsen (Antarctique occidentale), où la calotte glaciaire est plus vulnérable aux processus océaniques. Les tendances régionales de l'étendue de la glace de mer ont été liées aux changements du vent (et des courants océaniques) liés au mode annulaire méridional et à l'oscillation australe El Niño (Parkinson, 2019; et les références qui y figurent). Les données enregistrées sur 40 ans révèlent une augmentation progressive de la glace de mer en Antarctique suivie de diminutions à des taux dépassant largement ceux observés dans l'Arctique.

Comme la glace de mer flotte sur l'océan, la contribution de la fonte de la glace de mer à l'élévation du niveau de la mer est négligeable. Cependant, la glace de mer agit comme un bouclier, empêchant l'insolation de réchauffer l'océan, et sert de contrefort à la glace terrestre, qui se termine au-dessus de l'océan, empêchant les eaux chaudes et les vagues de l'océan d'éroder la calotte glaciaire. La perte de glace de mer a rendu de nombreuses calottes glaciaires plus vulnérables et a augmenté le taux d'élévation du niveau de la mer lié à la fonte des calottes glaciaires terrestres (par exemple, Stewart et al., 2019).

Figure X
Tendances de la concentration de la glace de mer dans l'Arctique et l'Antarctique
(en % par décennie)



Les tendances pour l'Arctique sont indiquées dans les cartes du haut, et celles pour l'Antarctique dans les cartes du bas, pour septembre 1979-2018 dans la colonne de gauche, et pour mars 1979-2019 dans la colonne de droite.

Source : National Snow and Ice Data Center, Université du Colorado Boulder; Fetterer et al., 2017.

3. Lacunes en matière de connaissances

3.1. Niveau de la mer

Contrairement au niveau moyen mondial et au niveau régional de la mer mesurés par les missions d'altimétrie par satellite, les changements du niveau de la mer sur les côtes restent mal connus. Les zones côtières sont en effet très sous-échantillonnées par les marégraphes et ne sont pour l'heure pas surveillées (dans un rayon de 10 kilomètres de la côte) par les missions altimétriques classiques en raison de la contamination du signal radar par des sources terrestres (Cipollini et al., 2018). Cependant, le retraitement spécifique des données de ces missions permet maintenant d'estimer la variation du niveau de la mer très près des côtes (Marti et al., 2019). Dans un avenir proche, l'utilisation systématique de la nouvelle technologie de radar à synthèse d'ouverture mise en œuvre lors de récentes missions de l'Agence spatiale européenne (par exemple, CryoSat-2 et Sentinel-3) permettra également d'estimer les variations du niveau de la mer au plus près des côtes.

3.2. Circulation océanique

Certaines limites subsistent eu égard au réseau actuel d'observation des océans, en particulier pour les régions côtières, les mers marginales et les régions océaniques profondes en dessous de 2 000 m. Il convient d'établir à l'avenir un système océanique profond pour surveiller les changements océaniques en dessous de cette profondeur, afin de fournir une estimation complète du déséquilibre énergétique de la Terre (Johnson et al., 2015). Actuellement, les courants frontières ne sont pas entièrement représentés par Argo, car les flotteurs peuvent traverser rapidement les régions énergétiques, comme le courant frontière ouest et les régions du courant circumpolaire atlantique, ce qui pourrait induire une cascade inverse d'énergie cinétique et affecter la variabilité à basse fréquence à grande échelle (Wang et al., 2017). Pour parvenir à un échantillonnage adéquat, il faudra concevoir un système d'observation basé sur une combinaison de technologies d'observation adaptées aux

différents environnements d'exploitation. Il est nécessaire de créer et de pérenniser des plateformes d'observation multiples à des fins de validation croisée et d'étalonnage (Meyssignac et al., 2019), y compris la validation des modèles climatiques.

3.3. Température de surface de la mer et contenu thermique de l'océan

Les enregistrements de température sont régulés par les modes du climat naturel, comme l'oscillation décennale du Pacifique (Angleterre et al., 2014; Kosaka et Xie, 2013), l'oscillation australe El Niño (Cheng et al., 2018) et l'oscillation multidécennale de l'Atlantique (Garcia-Soto et Pingree, 2012). La limitation des analyses basées sur des observations tient au fait que l'enregistrement est encore trop court : en d'autres termes, la période typique de l'oscillation multidécennale de l'Atlantique et de l'oscillation décennale du Pacifique est d'environ 30 à 70 ans, ce qui est similaire à la durée de l'enregistrement fiable du contenu thermique de l'océan (environ 60 ans depuis la fin des années 1950). Des analyses combinées de modèles et d'observations sont la solution proposée (Cheng et al., 2018; Liu et al., 2016) pour mieux comprendre l'évolution et la variabilité de la température de la surface de la mer et du contenu thermique des océans sur différentes échelles de temps. Le manque d'observations à long terme des flux d'énergie de surface à l'échelle mondiale constitue un défi supplémentaire qui empêche de comprendre pleinement les variations de la température de la surface de la mer et du contenu thermique de l'océan. Les connaissances sur les mécanismes et les rétroactions de l'oscillation australe El Niño, ainsi que sur sa diversité en lien avec le réchauffement climatique, sont également insuffisantes.

3.4. Salinité

Si les changements de salinité observés apparaissent de manière très nette dans toutes les analyses basées sur l'observation à ce jour,

il existe des lacunes dans les connaissances sur la source précise de ces changements, en particulier dans les régions proches des côtes, qui sont liées aux réservoirs d'eau terrestres et cryosphériques. De nombreuses études d'observation et de modélisation ont établi de manière certaine un lien entre les changements en haute mer et les changements du cycle de l'eau à la surface, l'augmentation simultanée des régimes d'évaporation et de précipitation étant le principal facteur de changement. Des changements continus auront des répercussions importantes sur les écosystèmes marins, notamment des effets sur la durée du cycle de vie, l'état physique et la capacité de survie d'espèces importantes sur le plan écologique et économique.

3.5. Acidification des océans

Des recherches supplémentaires sont nécessaires pour mieux éclairer les modèles et améliorer les prévisions de la réponse du système terrestre à l'acidification des océans, de ses impacts sur les populations et les communautés marines et de la capacité des organismes à s'acclimater ou à s'adapter aux changements de la chimie des océans induits par l'acidification. Il subsiste un besoin considérable de

surveillance plus étendue dans les régions côtières, et de capteurs de haute qualité et peu coûteux pour effectuer cette surveillance, d'un accès accru aux données satellitaires et de recherches sur les tendances à long terme de la chimie des océans au-delà des données d'observation (acidification des paléo-océans). On peut notamment citer l'exemple de l'extension du programme Argo, destinée à tenir compte des paramètres biogéochimiques, y compris le pH⁶.

3.6. Glace de mer

Le maintien des réseaux d'observation *in situ* dans les régions polaires est un défi en raison de l'environnement difficile et de l'accès généralement limité au printemps et à l'été. La récupération de paramètres géophysiques par satellite s'améliore, mais des observations *in situ* sont nécessaires pour valider les données ainsi obtenues. En particulier, les mesures *in situ* de la neige sur la glace de mer et de l'épaisseur de la glace de mer sont extrêmement utiles pour faire progresser la compréhension des processus physiques dans les régions polaires. De telles mesures sont rares dans l'Arctique, et encore plus dans l'Antarctique.

4. Résumé

Le réchauffement des océans et la fonte des glaces terrestres sont les principales causes de l'accélération actuelle de l'élévation du niveau moyen de la mer à l'échelle mondiale. Le niveau moyen mondial de la mer s'élève depuis 1993 (début de l'ère de l'altimétrie) à un rythme moyen de $3,1 \pm 0,3$ mm par an, avec une nette accélération superposée d'environ 0,1 mm par an⁷. L'altimétrie par satellite a également révélé une forte variabilité régionale des taux de changement du niveau de la mer, les taux régionaux étant jusqu'à 2 à 3 fois supérieurs à la moyenne mondiale dans certaines régions. En raison du réchauffement climatique, de

nombreux systèmes de circulation subissent également des changements.

Les variations de la hauteur du niveau de la mer, mesurées par l'altimétrie satellitaire de haute précision, indiquent l'élargissement et le renforcement des gyres subtropicaux dans le Pacifique Nord et Sud. Les études montrent en outre un déplacement vers les pôles de nombreux courants océaniques, y compris le courant circumpolaire antarctique et les gyres subtropicaux de l'hémisphère sud, ainsi que des courants de frontière ouest dans tous les bassins océaniques. L'un des principaux systèmes de courants océaniques, la circulation

⁶ Voir <https://biogeochemical-argo.org>.

⁷ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

méridienne de retournement atlantique, s'est déjà affaiblie, et il est très probable qu'elle continuera à le faire à l'avenir. Ces changements entraînent notamment une élévation régionale du niveau de la mer, des changements dans la distribution des nutriments et l'absorption du carbone et des rétroactions avec l'atmosphère.

Les données sur la température moyenne de la surface des océans à l'échelle mondiale montrent un réchauffement de $0,62 \pm 0,12$ °C par siècle sur la période 1900-2018. Au cours de la décennie récente (2009-2018), le taux de réchauffement de la surface de l'océan s'élève à $2,56 \pm 0,68$ °C c⁻¹. Le réchauffement se produit dans la plupart des régions océaniques, certaines zones, comme l'Atlantique Nord, affichant un refroidissement à long terme. Depuis 1955, les 2 000 mètres supérieurs de l'océan ont également montré des signes de réchauffement important, comme en témoigne l'augmentation du contenu thermique de l'océan.

Les modèles spatiaux des changements de salinité sur plusieurs décennies fournissent des preuves convaincantes du changement du cycle de l'eau à l'échelle planétaire dans l'océan mondial, coïncidant avec le réchauffement sur cette période. Les changements notables sont confirmés dans toutes les analyses observées des changements de salinité à long terme, et ont été reproduits plus récemment dans des simulations issues de modèles climatiques forcés. Ces changements se manifestent par une augmentation de la salinité dans les régions subtropicales de haute salinité proches de la surface et par un rafraîchissement correspondant dans les régions de basse salinité telles que la piscine d'eau chaude du Pacifique Ouest et les pôles. Des changements similaires sont également observés dans la subsurface de l'océan, avec des schémas similaires de refroidissement des eaux de faible salinité et de réchauffement des eaux de haute salinité dans chacun des bassins océaniques, Atlantique, Pacifique et Indien, et dans l'océan Austral.

Le pH des océans de surface à l'échelle mondiale a diminué en moyenne d'environ 0,1 depuis la révolution industrielle, ce qui représente une augmentation de l'acidité d'environ

30 %. Le pH des océans devrait connaître une nouvelle diminution d'environ 0,3 au cours du prochain siècle, à moins que les émissions mondiales de carbone ne soient réduites de manière significative. Les changements peuvent être observés dans des séries chronologiques étendues de mesures océanographiques, et le taux de changement sera probablement sans précédent, au moins à l'échelle des 66 derniers millions d'années. Le temps d'émergence du signal varie de 8 à 15 ans pour les sites en haute mer et de 16 à 41 ans pour les sites côtiers, ce qui rend nécessaire la mise en place de registres d'observation à long terme, en particulier dans la zone côtière où se trouvent la plupart des ressources marines importantes sur le plan commercial et culturel.

Les niveaux d'oxygène océanique ont diminué au cours des dernières décennies, avec de fortes variations régionales. Alors que la teneur globale en oxygène a diminué d'environ 2 % en cinquante ans, l'oxygène dans les zones côtières ou dans les zones proches du minimum d'oxygène présente des variations plus importantes. Les changements côtiers sont principalement alimentés par le ruissellement fluvial, et les changements en haute mer sont probablement liés à une combinaison de changements dans la circulation océanique et les cycles biogéochimiques. La diminution de la solubilité due à la température est responsable de la majeure partie de la perte d'oxygène près de la surface, tandis que d'autres processus sont responsables de la perte d'oxygène en profondeur. Une nouvelle diminution de l'oxygène dans les zones de minimum d'oxygène et à proximité de celles-ci peut entraîner une rétroaction climatique par le biais des émissions de gaz à effet de serre qui en résultent.

La glace de mer couvre 15 % de l'océan mondial et influence le bilan thermique mondial et la circulation thermohaline mondiale. L'étendue totale de la glace de mer a diminué rapidement dans l'Arctique, mais les tendances sont insignifiantes dans l'Antarctique. L'étendue de la glace de mer arctique diminue de $2,7 \pm 0,4$ % c⁻¹ pendant l'hiver, et de $2,8 \pm 2,3$ % c⁻¹ pendant l'été. En revanche, les tendances concernant l'étendue totale de la glace de mer antarctique

sont insignifiantes, $0,6 \pm 0,6 \text{ \% c}^{-1}$ pendant l'été et $1,1 \pm 3,7 \text{ \% c}^{-1}$ pendant l'hiver. Au niveau régional, la répartition spatiale des tendances est spectaculaire. Dans l'Arctique, les tendances estivales sont les plus frappantes dans le secteur pacifique de l'océan Arctique, tandis que, dans l'Antarctique, les tendances estivales montrent des augmentations dans la

mer de Weddell et des diminutions dans le secteur ouest antarctique de l'océan Austral. La distribution spatiale des changements dans la glace de mer est attribuée aux changements dans les vents et les courants océaniques liés à l'oscillation arctique dans l'hémisphère nord et au mode annulaire austral et à El Niño dans l'hémisphère sud.

Références

Niveau de la mer

- Chen, Xianyao, and others (2017). The increasing rate of global mean sea-level rise during 1993–2014. *Nature Climate Change*, vol. 7, No. 7, p. 492.
- Cipollini, Paolo, and others (2018). Satellite altimetry in coastal regions. In *Satellite Altimetry over Oceans and Land Surfaces*, eds. Detlef Stammer and Anny Cazenave, pp. 343–373. CRC Press.
- Dieng, H.B., and others (2017). New estimate of the current rate of sea level rise from a sea level budget approach. *Geophysical Research Letters*, vol. 44, No. 8, pp. 3744–3751.
- Legeais, Jean-François, and others (2018). An improved and homogeneous altimeter sea level record from the ESA Climate Change Initiative. *Earth System Science Data*, vol. 10, pp. 281–301.
- Marti, Florence, and others (2019). Altimetry-based sea level trends along the coasts of Western Africa. *Advances in Space Research*.
- Nerem, Robert S., and others (2018). Climate-change-driven accelerated sea-level rise detected in the altimeter era. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 9, pp. 2022–2025.
- Woodworth, Philip L., and others (2019). Forcing factors affecting sea level changes at the coast. *Surveys in Geophysics*, pp. 1–47.
- World Climate Research Programme Global Sea Level Budget Group (2018). Global sea-level budget 1993–present. *Earth System Science Data*, vol. 10, No. 3, pp. 1551–1590. <https://doi.org/10.5194/essd-10-1551-2018>.
- Yi, Shuang, and others (2017). Acceleration in the global mean sea level rise: 2005–2015. *Geophysical Research Letters*, vol. 44, No. 23, p. 11905.

Circulation océanique

- Alory, Gaël, and others (2007). Observed temperature trends in the Indian Ocean over 1960–1999 and associated mechanisms. *Geophysical Research Letters*, vol. 34, No. 2.
- Caesar, Levke, and others (2018). Observed fingerprint of a weakening Atlantic Ocean overturning circulation. *Nature*, vol. 556, No. 7700, p. 191.
- Cai, Wenju (2006). Antarctic ozone depletion causes an intensification of the Southern Ocean super-gyre circulation. *Geophysical Research Letters*, vol. 33, No. 3.
- Dima, Mihai, and Gerrit Lohmann (2010). Evidence for two distinct modes of large-scale ocean circulation changes over the last century. *Journal of Climate*, vol. 23, No. 1, pp. 5–16.
- Dohan, Kathleen, and others (2010). Measuring the global ocean surface circulation with satellite and in situ observations. *Proceedings of OceanObs*, vol. 9.
- Duchez, Aurélie, and others (2016). Drivers of exceptionally cold North Atlantic Ocean temperatures and their link to the 2015 European heat wave. *Environmental Research Letters*, vol. 11, No. 7, p. 074004.
- Frackja-Williams, Eleanor (2015). Estimating the Atlantic overturning at 26 N using satellite altimetry and cable measurements. *Geophysical Research Letters*, vol. 42, No. 9, pp. 3458–3464.

- Freeland, Howard, and others (2010). Argo – a decade of progress. *Proceedings of OceanObs*, vol. 9, pp. 357–370.
- Gille, Sarah T. (2008). Decadal-scale temperature trends in the Southern Hemisphere ocean. *Journal of Climate*, vol. 21, No. 18, pp. 4749–4765.
- Goddard, Paul B., and others (2015). An extreme event of sea-level rise along the Northeast coast of North America in 2009–2010. *Nature Communications*, vol. 6, No. 6346.
- Hill, K.L., and others (2008). Wind forced low frequency variability of the East Australia Current. *Geophysical Research Letters*, vol. 35, No. 8.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of IPCC the Intergovernmental Panel on Climate Change*. eds. Thomas F. Stocker and others Cambridge: Cambridge University Press.
- Jackson, Laura C., and others (2016). Recent slowing of Atlantic overturning circulation as a recovery from earlier strengthening. *Nature Geoscience*, vol. 9, No. 7, p. 518.
- Latif, Mojib, and others (2006). Is the thermohaline circulation changing? *Journal of Climate*, vol. 19, No. 18, pp. 4631–4637.
- Lozier, M.S., and others (2017). Overturning in the Subpolar North Atlantic Program: A new international ocean observing system. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 98, No. 4, pp. 737–752.
- Mercier, H., and others (2015). Variability of the meridional overturning circulation at the Greenland–Portugal OVIDE section from 1993 to 2010. *Progress in Oceanography*, vol. 132, pp. 250–261.
- Qiu, Bo, and Shuiming Chen (2012). Multidecadal sea level and gyre circulation variability in the northwestern tropical Pacific Ocean. *Journal of Physical Oceanography*, vol. 42, No. 1, pp. 193–206.
- Rahmstorf, Stefan, and others (2015). Exceptional twentieth-century slowdown in Atlantic Ocean overturning circulation. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 5, p. 475.
- Sherwood, Owen, and others (2011). Nutrient regime shift in the western North Atlantic indicated by compound-specific $\delta^{15}\text{N}$ of deep-sea gorgonian corals. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 108, pp. 1011–1015. <https://doi.org/10.1073/pnas.1004904108>.
- Smeed, D.A., and others (2014). Observed decline of the Atlantic meridional overturning circulation 2004–2012. *Ocean Science*, vol. 10, No. 1, pp. 29–38.
- Smeed, D.A., and others (2018). The North Atlantic Ocean is in a state of reduced overturning. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, No. 3, pp. 1527–1533.
- Thibodeau, B., and others (2018). Last Century Warming Over the Canadian Atlantic Shelves Linked to Weak Atlantic Meridional Overturning Circulation. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, pp. 12376–12385. <https://doi.org/10.1029/2018gl080083>.
- Thornalley, David J.R., and others (2018). Anomalously weak Labrador Sea convection and Atlantic overturning during the past 150 years. *Nature*, vol. 556, No. 7700, p. 227.
- Timmermann, Axel, and others (2010). Wind effects on past and future regional sea level trends in the southern Indo-Pacific. *Journal of Climate*, vol. 23, No. 16, pp. 4429–4437.
- Wu, Lixin, and others (2012). Enhanced warming over the global subtropical western boundary currents. *Nature Climate Change*, vol. 2, No. 3, p. 161.
- Zanna, L., and others (2019). Global reconstruction of historical ocean heat storage and transport. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 116, p. 1126. <https://doi.org/10.1073/pnas.1808838115>.
- Zickfeld, Kirsten, and others (2008). Carbon-cycle feedbacks of changes in the Atlantic meridional overturning circulation under future atmospheric CO_2 . *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 22, No. 3.

Température de la mer et contenu thermique de l'océan

- Abraham, John P., and others (2013). A review of global ocean temperature observations: Implications for ocean heat content estimates and climate change. *Reviews of Geophysics*, vol. 51, No. 3, pp. 450–483.
- Bindoff, Nathaniel L., and others (2013). Detection and attribution of climate change: from global to regional.
- Boyer, Tim, and others (2016). Sensitivity of global upper-ocean heat content estimates to mapping methods, XBT bias corrections, and baseline climatologies. *Journal of Climate*, vol. 29, No. 13, pp. 4817–4842.
- Caesar, Levke, and others (2018). Observed fingerprint of a weakening Atlantic Ocean overturning circulation. *Nature*, vol. 556, No. 7700, p. 191.
- Cheng, Lijing, and others (2016). XBT Science: Assessment of instrumental biases and errors. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 97, No. 6, pp. 924–933.
- Cheng, Lijing, and others (2017a). Improved estimates of ocean heat content from 1960 to 2015. *Science Advances*, vol. 3, No. 3, p. e1601545.
- Cheng, Lijing, and others (2017b). Taking the pulse of the planet. *Earth and Space Science News, Eos*, vol. 99, pp. 14–16.
- Cheng, Lijing, and others (2018). Decadal Ocean Heat Redistribution Since the Late 1990s and Its Association with Key Climate Modes. *Climate*, vol. 6, No. 4, p. 91.
- Cheng, Lijing, and others (2019a). 2018 Continues Record Global Ocean Warming. *Advances in Atmospheric Sciences*, vol. 36, No. 3, pp. 249–252.
- Cheng, Lijing, and others (2019b). How fast are the oceans warming? *Science*, vol. 363, No. 6423, pp. 128–129.
- Dewitte, B., and others. 2012. Change in El Niño flavours over 1958–2008: Implications for the long-term trend of the upwelling off Peru. *Deep-Sea Research II*, 77–80 (2012), pp. 143–156.
- Domingues, Catia M., and others (2008). Improved estimates of upper-ocean warming and multi-decadal sea-level rise. *Nature*, vol. 453, No. 7198, p. 1090.
- Durack, Paul J. (2015). Ocean salinity and the global water cycle. *Oceanography*, vol. 28, No. 1, pp. 20–31.
- England, Matthew H., and others (2014). Recent intensification of wind-driven circulation in the Pacific and the ongoing warming hiatus. *Nature Climate Change*, vol. 4, No. 3, p. 222.
- García-Soto, Carlos, and Robin D. Pingree (2012). Atlantic Multidecadal Oscillation (AMO) and sea surface temperature in the Bay of Biscay and adjacent regions. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 92, No. 2, pp. 213–234.
- Good, S. A. (2020): ESA Sea Surface Temperature Climate Change Initiative (SST_cci): GHRSSST Multi-Product ensemble (GMPE), v2.0. Centre for Environmental Data Analysis.
- Gutiérrez, D., and others. 2016. Productivity and Sustainable Management of the Humboldt Current Large Marine Ecosystem under Climate Change.
- Hansen, James, and others (2011). Earth's energy imbalance and implications. *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 11, No. 24, pp. 13421–13449.
- Hartmann, Dennis L., and others (2013). Observations: atmosphere and surface. In *Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 159–254. Cambridge University Press.
- Hirahara, Shoji, and others (2014). Centennial-scale sea surface temperature analysis and its uncertainty. *Journal of Climate*, vol. 27, pp. 57–75.
- Hu, Shineng, and Alexey V. Fedorov (2017). The extreme El Niño of 2015–2016 and the end of global warming hiatus. *Geophysical Research Letters*, vol. 44, No. 8, pp. 3816–3824.
- Huang, Boyin, and others (2017). Extended reconstructed sea surface temperature, version 5 (ERSSTv5): upgrades, validations, and intercomparisons. *Journal of Climate*, vol. 30, No. 20, pp. 8179–8205.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2019). Summary for policymakers. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate, H-O. Pörtner and others, eds. (in press).

- Ishii, Masayoshi, and others (2005). Objective analyses of sea-surface temperature and marine meteorological variables for the 20th century using ICOADS and the Kobe collection. *International Journal of Climatology*, vol. 25, No. 7, pp. 865–879.
- Ishii, Masayoshi, and others (2017). Accuracy of global upper ocean heat content estimation expected from present observational data sets. *Sola*, vol. 13, pp. 163–167.
- Johnson, Gregory C., and others (2015). Informing deep Argo array design using Argo and full-depth hydrographic section data. *Journal of Atmospheric and Oceanic Technology*, vol. 32, No. 11, pp. 2187–2198.
- Kosaka, Yu, and Shang-Ping Xie (2013). Recent global-warming hiatus tied to equatorial Pacific surface cooling. *Nature*, vol. 501, No. 7467, pp. 403.
- Levitus, Sydney, and others (2012). World ocean heat content and thermosteric sea level change (0–2000 m), 1955–2010. *Geophysical Research Letters*, vol. 39, No. 10.
- Liu, Wei, and others (2016). Tracking ocean heat uptake during the surface warming hiatus. *Nature Communications*, vol. 7, p. 10926.
- Meyssignac, Benoit, and others (2019). Measuring global ocean heat content to estimate the earth energy imbalance. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 432
- Rayner, N.A.A., and others (2003). Global analyses of sea surface temperature, sea ice, and night marine air temperature since the late nineteenth century. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, vol. 108, No. D14.
- Rhein, M., and others (2013). Observations: ocean. In *Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 159–254. Cambridge University Press.
- Sallée, Jean-Baptiste (2018). Southern Ocean warming. *Oceanography*, vol. 31, No. 2, pp. 52–62.
- Swart, Neil C., and others (2018). Recent Southern Ocean warming and freshening driven by greenhouse gas emissions and ozone depletion. *Nature Geoscience*, vol. 11, No. 11, p. 836.
- Trenberth, Kevin E., and others (2018). Hurricane Harvey links to ocean heat content and climate change adaptation. *Earth's Future*, vol. 6, No. 5, pp. 730–744.
- Von Schuckmann, K., and others (2016). An imperative to monitor Earth's energy imbalance. *Nature Climate Change*, vol. 6, No. 2, p. 138.
- Wang, Gongjie, and others (2017). Consensuses and discrepancies of basin-scale ocean heat content changes in different ocean analyses. *Climate Dynamics*, vol. 50, Nos. 7–8, pp. 2471–2487.

Salinité

- Berger, Michael, and others (2002). Measuring ocean salinity with ESA's SMOS Mission—advancing the science.
- Bindoff, Nathaniel L., and others (2007). Observations: oceanic climate change and sea level.
- Boutin, Jacqueline, and others (2013). Sea surface freshening inferred from SMOS and ARGO salinity: impact of rain. *Ocean Science*, vol. 9, No. 1.
- Boutin, Jacqueline, and others (2014). Sea surface salinity under rain cells: SMOS satellite and in situ drifters observations. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 119, No. 8, pp. 5533–5545.
- Boyer, Timothy P., and others (2005). Linear trends in salinity for the World Ocean, 1955–1998. *Geophysical Research Letters*, vol. 32, No. 1.
- Drushka, Kyla, and others (2016). Understanding the formation and evolution of rain-formed fresh lenses at the ocean surface. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 121, No. 4, pp. 2673–2689.
- Durack, Paul J. (2015). Ocean salinity and the global water cycle. *Oceanography*, vol. 28, No. 1, pp. 20–31.
- Durack, Paul J., and Susan E. Wijffels (2010). Fifty-year trends in global ocean salinities and their relationship to broad-scale warming. *Journal of Climate*, vol. 23, No. 16, pp. 4342–4362.
- Durack, Paul J., and others (2013). Chapter 28: Long-term Salinity Changes and Implications for the Global Water Cycle. In *Ocean Circulation and Climate*, eds. Gerold Siedler and others, vol. 103, pp. 727–57. International Geophysics. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-391851-2.00028-3>.

- Durack, Paul J., and others (2012). Ocean salinities reveal strong global water cycle intensification during 1950 to 2000. *Science*, vol. 336, No. 6080, pp. 455–458.
- Grodsky, Semyon A., and others (2014). Year-to-year salinity changes in the Amazon plume: Contrasting 2011 and 2012 Aquarius/SACD and SMOS satellite data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 140, pp. 14–22.
- Held, Isaac M., and Brian J. Soden (2006). Robust responses of the hydrological cycle to global warming. *Journal of Climate*, vol. 19, No. 21, pp. 5686–5699.
- Helm, Kieran P., and others (2010). Changes in the global hydrological-cycle inferred from ocean salinity. *Geophysical Research Letters*, vol. 37, No. 18.
- Hosoda, Shigeki, and others (2009). Global surface layer salinity change detected by Argo and its implication for hydrological cycle intensification. *Journal of Oceanography*, vol. 65, No. 4, pp. 579–596.
- Lagerloef, Gary, and others (2008). The Aquarius/SAC-D mission: Designed to meet the salinity remote-sensing challenge. *Oceanography*, vol. 21, No. 1, pp. 68–81.
- Levang, Samuel J., and Raymond W. Schmitt (2015). Centennial changes of the global water cycle in CMIP5 models. *Journal of Climate*, vol. 28, No. 16, pp. 6489–6502.
- Rhein, M., and others (2013). Observations: ocean. In *Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 159–254. Cambridge University Press.
- Skliris, Nikolaos, and others (2014). Salinity changes in the World Ocean since 1950 in relation to changing surface freshwater fluxes. *Climate Dynamics*, vol. 43, Nos. 3–4, pp. 709–736.
- Tang, Wenqing, and others (2017). Validating SMAP SSS with in situ measurements. *Remote Sensing of Environment*, vol. 200, pp. 326–340.
- Terray, Laurent, and others (2012). Near-surface salinity as nature's rain gauge to detect human influence on the tropical water cycle. *Journal of Climate*, vol. 25, No. 3, pp. 958–977.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Vinogradova, Nadya T., and Rui M. Ponte (2013). Clarifying the link between surface salinity and freshwater fluxes on monthly to interannual time scales. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 118, No. 6, pp. 3190–3201.
- Zika, Jan D., and others (2015). Maintenance and broadening of the ocean's salinity distribution by the water cycle. *Journal of Climate*, vol. 28, No. 24, pp. 9550–9560.

Acidification des océans

- Baumann, Hannes (2019). Experimental assessments of marine species sensitivities to ocean acidification and co-stressors: how far have we come? *Canadian Journal of Zoology*, vol. 97, No. 5, pp. 399–408.
- Bednaršek, Nina, and others (2016). Pteropods on the edge: Cumulative effects of ocean acidification, warming, and deoxygenation. *Progress in Oceanography*, vol. 145, pp. 1–24.
- Borgesa, Alberto V., and Nathalie Gypensb (2010). Carbonate chemistry in the coastal zone responds more strongly to eutrophication than ocean acidification. *Limnology and Oceanography*, vol. 55, No. 1, pp. 346–353.
- Breitburg, Denise L., and others (2015). And on top of all that... Coping with ocean acidification in the midst of many stressors. *Oceanography*, vol. 28, No. 2, pp. 48–61.
- Caldeira, Ken, and Michael E. Wickett (2003). Oceanography: anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature*, vol. 425, No. 6956, p. 365.
- Campbell, Anna L., and others (2016). Ocean acidification changes the male fitness landscape. *Scientific Reports*, vol. 6, p. 31250.
- Cross, Jessica N., and others (2014). Annual sea-air CO₂ fluxes in the Bering Sea: Insights from new autumn and winter observations of a seasonally ice-covered continental shelf. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 119, No. 10, pp. 6693–6708.

- Dodd, Luke F., and others (2015). Ocean acidification impairs crab foraging behaviour. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 282, No. 1810, p. 20150333.
- Feely, Richard A., and others (2004). Impact of anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ system in the oceans. *Science*, vol. 305, No. 5682, pp. 362–366.
- Feely, Richard A., and others (2008). Evidence for upwelling of corrosive “acidified” water onto the continental shelf. *Science*, vol. 320, No. 5882, pp. 1490–1492.
- Feely, Richard A., and others (2009). Ocean acidification: Present conditions and future changes in a high-CO₂ world. *Oceanography*, vol. 22, No. 4, pp. 36–47.
- Gruber, Nicolas, and others (2019). The oceanic sink for anthropogenic CO₂ from 1994 to 2007. *Science*, vol. 363, No. 6432, pp. 1193–1199.
- Hoegh-Guldberg, Ove, and others (2017). Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 158.
- Hönisch, Bärbel, and others (2012). The geological record of ocean acidification. *Science*, vol. 335, No. 6072, pp. 1058–1063.
- Jewett, L., and A. Romanou (2017). Ocean acidification and other ocean changes. *Climate Science Special Report: Fourth National Climate Assessment*, vol. 1, pp. 364–392.
- Le Quéré, Corinne, and others (2016). Global carbon budget 2016.
- Lemasson, Anaëlle J., and others (2017). Linking the biological impacts of ocean acidification on oysters to changes in ecosystem services: a review. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 492, pp. 49–62.
- McElhany, Paul (2017). CO₂ sensitivity experiments are not sufficient to show an effect of ocean acidification. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 4, pp. 926–928.
- Munday, Philip L., and others (2009). Ocean acidification impairs olfactory discrimination and homing ability of a marine fish. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 106, No. 6, pp. 1848–1852.
- Murray, Christopher S. (2019). An Experimental Evaluation of the Sensitivity of Coastal Marine Fishes to Acidification, Hypoxia, and Warming.
- Orr, James C., and others (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, vol. 437, No. 7059, pp. 681–686.
- Riebesell, Ulf, and others (2017). Competitive fitness of a predominant pelagic calcifier impaired by ocean acidification. *Nature Geoscience*, vol. 10, No. 1, p. 19.
- Sutton, Adrienne J., and others (2019). Autonomous seawater pCO₂ and pH time series from 40 surface buoys and the emergence of anthropogenic trends. *Earth System Science Data*, p. 421.
- Zeebe, Richard E., and others (2016). Anthropogenic carbon release rate unprecedented during the past 66 million years. *Nature Geoscience*, vol. 9, No. 4, pp. 325–329.

Oxygène dissous

- Bianchi, Daniele, et al. (2013). Intensification de l'appauvrissement de l'oxygène en haute mer par migrating animals. *Nature Geoscience*, vol. 6, No. 7, pp. 545–548.
- Carpenter, James H. (1965). The accuracy of the Winkler method for dissolved oxygen analysis. *Limnology and Oceanography*, vol. 10, No. 1, pp. 135–140.
- Codispoti, Louis A. (2010). Interesting times for marine N₂O. *Science*, vol. 327, No. 5971, pp. 1339–1340.
- Diaz, Robert J., and Rutger Rosenberg (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, vol. 321, No. 5891, pp. 926–929.
- Ito, Takamitsu, and others (2017). Upper ocean O₂ trends: 1958–2015. *Geophysical Research Letters*, vol. 44, No. 9, pp. 4214–4223.
- Keeling, Ralph F., and Hernan E. Garcia (2002). The change in oceanic O₂ inventory associated with recent global warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 99, No. 12, pp. 7848–7853.
- Keeling, Ralph F., and others (2010). Ocean deoxygenation in a warming world. *Annual Review of Marine Science*, vol. 2, pp. 199–229.

- Knapp, George P., and others (1991). Iodine losses during Winkler titrations. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, vol. 38, No. 1, pp. 121–128.
- Levin, L.A. (2018). Manifestation, Drivers, and Emergence of Open Ocean Deoxygenation. *Annual Review of Marine Science*, vol. 10, pp. 229–260, <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-121916-063359>.
- Santoro, Alyson E., and others (2011). Isotopic signature of N₂O produced by marine ammonia-oxidizing archaea. *Science*, vol. 333, No. 6047, pp. 1282–1285.
- Schmidtko, Sunke, and others (2017). Decline in global oceanic oxygen content during the past five decades. *Nature*, vol. 542, No. 7641, pp. 335–339. <https://doi.org/10.1038/nature21399>.
- Stendardo, I., and N. Gruber (2012). Oxygen trends over five decades in the North Atlantic. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 117, No. C11.
- Stramma, Lothar, and others (2012). Expansion of oxygen minimum zones may reduce available habitat for tropical pelagic fishes. *Nature Climate Change*, vol. 2, No. 1, pp. 33–37.
- Voss, Maren, and others (2013). The marine nitrogen cycle: Recent discoveries, uncertainties. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 368.
- Wilcock, R. J., and others (1981). An interlaboratory study of dissolved oxygen in water. *Water Research*, vol. 15, No. 3, pp. 321–325.
- Worm, Boris, and others (2005). Global patterns of predator diversity in the open oceans. *Science*, vol. 309, No. 5739, pp. 1365–1369.

Glace de mer

- Fetterer, F., and others (2017). *Sea Ice Index, Version 3*. Boulder, Colorado, United States of America: NSIDC: National Snow and Ice Data Center. <https://doi.org/10.7265/N5K072F8>.
- Kwok, Ron (2018). Arctic sea ice thickness, volume, and multiyear ice coverage: losses and coupled variability (1958–2018). *Environmental Research Letters*, vol. 13, No. 10, p. 105005.
- Massom, R.A., and others (2018). Antarctic Ice shelf disintegration triggered by sea ice loss and ocean swell. *Nature*, vol. 558, pp. 383–389, <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0212-1>.
- Meehl, G.A., and others (2019). Sustained ocean changes contributed to sudden Antarctic sea ice retreat in late 2016. *Nature Communications*, vol. 10(1), p. 14. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07865-9>.
- Nghiem, S.V., and others (2016). Geophysical constraints on the Antarctic sea ice cover. *Remote Sensing of Environment*, vol. 181, pp. 281–292.
- Parkinson, Claire L. (2019). A 40-y record reveals gradual Antarctic sea ice increases followed by decreases at rates far exceeding the rates seen in the Arctic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 116, No. 29, pp. 14414–14423.
- Reid, P., and others (2019): Sea ice extent, concentration, and seasonality. In *State of the Climate in 2018. Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 100 (9), pp. S178–S181.
- Rigor, Ignatius G., and John M. Wallace (2004). Variations in the age of Arctic sea-ice and summer sea-ice extent. *Geophysical Research Letters*, vol. 31, No. 9.
- Rigor, Ignatius G., and others (2002). Response of sea ice to the Arctic Oscillation. *Journal of Climate*, vol. 15, No. 18, pp. 2648–2668.
- Rothrock, Drew A., and others (1999). Thinning of the Arctic sea-ice cover. *Geophysical Research Letters*, vol. 26, No. 23, pp. 3469–3472.
- Schweiger, Axel, and others (2011). Uncertainty in modeled Arctic sea ice volume. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 116, No. C8.
- Stewart, Craig L., and others (2019). Basal melting of Ross Ice Shelf from solar heat absorption in an ice-front polynya. *Nature Geoscience*, vol. 12, No. 6, pp. 435–440.
- Zhang, Jinlun, and D.A. Rothrock (2003). Modeling global sea ice with a thickness and enthalpy distribution model in generalized curvilinear coordinates. *Monthly Weather Review*, vol. 131, No. 5, pp. 845–861.

Chapitre 6

Tendances

en matière

de biodiversité

des espèces

principales

du biote marin

Responsable d'équipe pour le chapitre : Chul Park.

Introduction

Dans la première Évaluation mondiale de l'océan, publiée en 2017, la diversité biologique a été examinée sous trois angles : par région géographique, par groupe taxonomique et par habitats identifiés comme préoccupants. Dans la deuxième Évaluation mondiale de l'océan, la diversité biologique est considérée par groupe taxonomique (chapitre 6) et par habitats (chapitre 7) pour toutes les régions pour lesquelles des données sont disponibles. Pour les groupes taxonomiques qui ont été inclus dans la première Évaluation, l'accent est mis sur les changements qui se sont produits depuis sa publication, y compris les nouvelles informations. Pour les autres, l'accent est mis sur les informations générales, afin d'établir une base de référence sur leur état actuel.

Le sous-chapitre 6A développe les informations sur le plancton contenues dans la première Évaluation en décrivant la biodiversité de ce groupe. Il fournit notamment des informations sur le phytoplancton unicellulaire, les bactéries, les virus et le zooplancton métazoaire. Des informations sur les invertébrés benthiques, qui n'ont pas été abordés séparément dans la première Évaluation, sont fournies dans le sous-chapitre 6B. Parmi les invertébrés

pélagiques, les formes planctoniques sont incluses dans le sous-chapitre 6A. Les données sur les invertébrés pélagiques (céphalopodes) demeurent une lacune qu'il faudra combler dans une future évaluation, même si certaines informations sur ces invertébrés ont été fournies dans un additif au sous-chapitre 6B par le Groupe d'experts du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin. Le sous-chapitre 6C contient des informations nouvelles et plus complètes sur la diversité des poissons, notamment en ce qui concerne les espèces qui n'ont pas été prises en compte dans la première Évaluation. Le chapitre 6 contient également des informations sur les changements récents dans la biodiversité des mammifères marins (sous-chapitre 6D), des reptiles marins (sous-chapitre 6E), des oiseaux de mer (sous-chapitre 6F) et des plantes marines et des macroalgues (sous-chapitre 6G). Ce dernier sous-chapitre s'intéresse aussi aux forêts de varech et aux lits algaux. Les plantes marines sont également décrites dans les sous-chapitres 7G, 7H et 7I du point de vue de leurs habitats.

Chapitre 6A

Plancton

(phytoplancton,
zooplancton,
microbes
et virus)

Constitutrices et contributeurs : Thomas Malone (organisateur de l'équipe de rédaction), Maurizio Azzaro, Russell Hopcroft, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre), Kazuaki Tadokoro, Michael Thorndyke et Sinjae Yoo.

Principales observations

- Les microbes unicellulaires sont la forme de vie marine la plus abondante et la plus diverse. Les réseaux alimentaires qui en découlent assurent la majeure partie de la biodiversité des océans.
- Le phytoplancton marin représente environ 50 % de la production primaire, de l'approvisionnement en oxygène et de la fixation du N₂ sur Terre. Les diatomées et le picoplancton (< 2 µm) représentent la majeure partie de la production primaire marine.
- Sous l'effet du réchauffement de la couche supérieure de l'océan, l'augmentation de la séparation verticale des couches d'eau (stratification) et la diminution des apports de nutriments inorganiques dans la partie de l'océan où la photosynthèse est possible (la zone euphotique) sont susceptibles d'entraîner :
 - Une diminution de la productivité du phytoplancton et de la taille des cellules;
- Une augmentation du flux d'énergie à travers les réseaux alimentaires microbiens par rapport à celui des réseaux alimentaires métazoaires (plancton > 20 µm);
- Une diminution de l'exportation de la production biologique vers les grands fonds. Une telle diminution réduirait la capacité de l'océan à absorber le CO₂, accélérant ainsi le réchauffement atmosphérique mondial;
- Une diminution de la production biologique de niveau trophique supérieur;
- L'acidification des océans due au climat peut réduire l'abondance et la répartition du plancton calcaire.
- Les observations mondiales actuelles des océans ne comprennent pas la surveillance spécifique de la diversité du plancton. Un système international intégré d'observation de la vie océanique est nécessaire en tant que composante du Système mondial des systèmes d'observation de la Terre.

1. Introduction

Les communautés de plancton marin sont composées de virus, de procaryotes (archées et bactéries) et d'eucaryotes (protistes et métazoaires). Les procaryotes et les eucaryotes comprennent à la fois des producteurs primaires et des consommateurs hétérotrophes, et le plancton marin est le groupe d'organismes le plus diversifié sur Terre d'un point de vue phylogénétique (Colomban et al., 2015; Nations Unies, 2017a). Le présent sous-chapitre se concentre sur les assemblages de plancton de la couche supérieure de l'océan (0 à - 1 000 m) et sur les changements du plancton dus au climat qui sont les plus susceptibles d'avoir un impact sur les services écosystémiques.

Les microbes unicellulaires représentent la plus grande partie de la biomasse, de la biodiversité

et de l'activité métabolique dans les océans (Gasol et al., 1997; Azam et Malfatti 2007; Salazar et Sunagawa, 2017; Bar-On et al., 2018) et tiennent une place essentielle dans les services écosystémiques fournis par le milieu marin (Palumbi et al., 2009; Liqueste et al., 2013). En particulier, le phytoplancton représente environ 50 % de la production primaire nette (PPN) de la Terre qui alimente les réseaux alimentaires marins et environ 50 % de l'approvisionnement en oxygène de la Terre (Field et al., 1998; Westberry et al., 2008); en outre, les réseaux alimentaires planctoniques soutiennent la plupart des pêcheries (Blanchard et al., 2012; Boyce et al., 2015), alimentent la pompe biologique¹ (Honjo et al., 2014) et contribuent à la biodiversité (Beaugrand et al., 2013; Vallina et al., 2014). La PPN du phytoplancton et les flux de nutriments

¹ Exportation à médiation biologique de matière organique particulaire et de carbonate de calcium vers les grands fonds océaniques (en dessous de 1 000 m).

à travers les réseaux alimentaires planctoniques contribuent de manière significative à au moins 14 objectifs de développement durable (Wood et al., 2018), et principalement à l'objectif 14 (Conserver et exploiter de façon durable les océans, les mers et les ressources marines aux fins du développement durable)².

Les objectifs du présent sous-chapitre sont les suivants : a) décrire la composition actuelle des assemblages de plancton et les tendances passées de leur diversité et de leur productivité aux niveaux mondial et régional; b) résumer les tendances prévues, liées au climat, de ces assemblages de plancton; c) identifier les lacunes

dans les connaissances actuelles. Les changements liés au climat dans la couche supérieure des océans visés dans la présente section sont le réchauffement et l'acidification des océans³. Ces informations sont particulièrement pertinentes pour les chapitres 5 (tendances concernant l'état physique et chimique de l'océan) et 10 (changements des apports de nutriments dans le milieu marin). Les sujets abordés dans le présent sous-chapitre qui n'ont pas été spécifiquement traités dans le chapitre 6 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017b) comprennent les tendances passées et prévues de la diversité du plancton.

2. Résumé du chapitre 6 de la première Évaluation mondiale de l'océan

Les modèles régionaux et mondiaux de la PPN du phytoplancton et des macrophytes benthiques, le cycle des nutriments dans la couche supérieure de l'océan et les impacts anthropiques sur ces processus ont été étudiés, ce qui a permis de faire les constatations suivantes :

- À l'exception des eaux côtières soumises à des apports fluviaux de nutriments et des zones riches en nutriments et pauvres en chlorophylle, le schéma global de la PPN phytoplanctonique reflète le schéma des apports de nutriments (azote et phosphore) en eau profonde dans la zone euphotique⁴.
- La PPN du phytoplancton dans les gyres subtropicaux a diminué de 1998 à 2006 en raison du réchauffement de la haute mer dû au climat et de la diminution de l'approvisionnement en nutriments qui en découle, tandis que la PPN a augmenté dans les écosystèmes côtiers en raison de l'augmentation des apports de nutriments d'origine terrestre. Cela a entraîné une propagation mondiale de l'hypoxie dans l'océan, une diminution de l'étendue spatiale des herbiers marins et une

augmentation de la fréquence des événements phytoplanctoniques toxiques.

- La diversité des espèces de phytoplancton tend à être la plus faible dans les eaux polaires et subpolaires, où les espèces à croissance rapide représentent la majeure partie de la PPN, et la plus élevée dans les eaux tropicales et subtropicales, où les petits phytoplanctons (< 10 µm) représentent la majeure partie de la PPN.
- À mesure que la couche supérieure de l'océan se réchauffe et se stratifie, il est probable que les petites espèces de phytoplancton représentent à l'avenir une part de plus en plus importante de la PPN, ce qui entraînera une diminution des stocks de poissons et de l'exportation de carbone organique vers les grands fonds.
- Avec l'augmentation des températures de la couche supérieure des océans dans les hautes latitudes, l'aire de répartition spatiale des espèces de copépodes dans l'Atlantique Nord s'est étendue à des latitudes plus élevées et les pics saisonniers d'abondance se produisent plus tôt dans l'année pour les espèces tempérées.

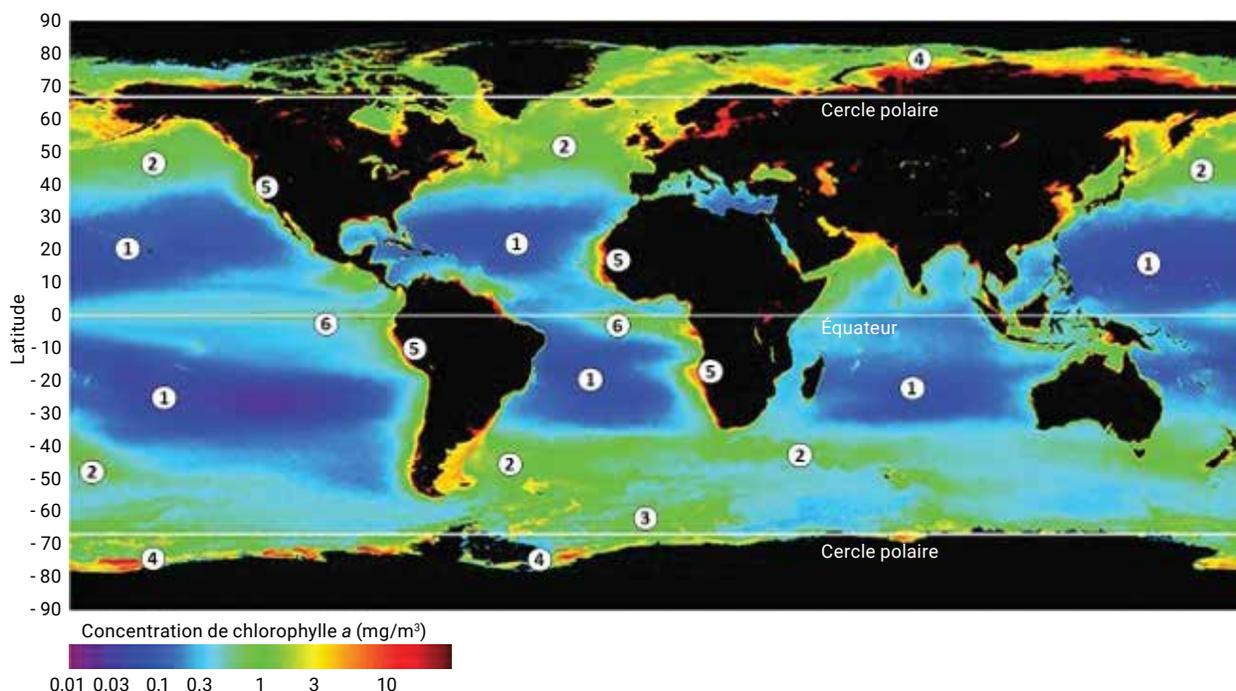
² Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

³ L'acidification des océans désigne une réduction du pH de l'océan sur une période prolongée, causée principalement par l'absorption du CO₂ de l'atmosphère.

⁴ La zone euphotique est la couche supérieure de l'océan dans laquelle pénètre une quantité suffisante de lumière pour que la photosynthèse se produise.

3. Régions ciblées dans la présente Évaluation

Concentration moyenne de chlorophylle a à la surface de l'océan (1997-2010) et répartition des six régions ciblées dans le présent rapport



Source : Adapté de Sundby et al. (2016).

Note : 1, gyres centraux; 2, régions de hautes latitudes à efflorescence printanière; 3, région circumpolaire antarctique; 4, région de banquise polaire; 5, région côtière de remontées d'eau; 6, région équatoriale de remontées d'eau (bleu : $< 0,1 \text{ mg m}^{-3}$; vert : $0,1\text{-}1 \text{ mg m}^{-3}$; jaune : $1\text{-}3 \text{ mg m}^{-3}$; et rouge : $> 3 \text{ mg m}^{-3}$).

La PPN du phytoplancton varie selon les régions (Behrenfeld et al., 2006; Uitz et al., 2010; Nations Unies, 2017c) et le Groupe d'experts intergouvernementaux sur l'évolution du climat a procédé à une division de l'océan mondial en fonction de ces régions (Hoegh-Guldberg et Poloczanska, 2017). Parmi les sept régions délimitées par le groupe d'experts, celles qui sont visées dans la présente section représentent des systèmes de hautes et basses latitudes, des systèmes dans lesquels l'apport principal de nutriments provient des eaux profondes par mélange vertical ou remontée d'eau et des systèmes qui présentent un large éventail d'états trophiques⁵ (qui ne reflètent pas les apports terrestres de nutriments). Les

six régions visées (comme numérotées dans la figure ci-dessus) sont les suivantes :

1. Les cinq gyres centraux subtropicaux, les plus grands biomes de la couche supérieure des océans (environ 40 % de la surface de l'océan, 22 % de la PPN annuelle de l'océan);
2. Les régions de hautes latitudes à efflorescence printanière (environ 25 % de la surface de l'océan, 43 % de la PPN annuelle de l'océan);
3. La région circumpolaire antarctique de l'océan Austral (environ 12 % de la surface de l'océan, environ 9 % de la PPN annuelle de l'océan);

⁵ De régions oligotrophes avec de faibles concentrations moyennes annuelles de chlorophylle a ($< 0,1 \text{ mg m}^{-3}$) à des régions eutrophes avec des concentrations moyennes relativement élevées ($1\text{-}30 \text{ mg m}^{-3}$).

4. Les régions de banquise polaire de l'océan Arctique et de l'océan Austral (environ 4 % de la surface de l'océan, 1 à 2 % de la PPN annuelle de l'océan);
5. Les régions côtières de remontées d'eau (environ 2 % de la surface de l'océan, 7 % de la PPN annuelle de l'océan);
6. Les régions équatoriales de remontées d'eau (environ 8 % de la surface de l'océan, 9 % de la PPN annuelle de l'océan).

Ensemble, ces six régions couvrent 90 % de la surface de l'océan et représentent 90 % de la PPN de l'océan.

4. Estimation de la diversité du plancton

4.1. Diversité des espèces

À l'heure actuelle, il n'est pas possible d'estimer avec précision la diversité des espèces de plancton aux niveaux régional et mondial sur la base de l'examen microscopique d'échantillons océaniques, en raison d'un grave sous-échantillonnage⁶ (Appeltans et al., 2012), du nombre rapidement croissant d'espèces cryptiques⁷ révélées par la métagénomique (Delong, 2009; Goetze, 2010; Lindeque et al., 2013; Harvey et al., 2017), des stades larvaires du zooplancton qui manquent de caractéristiques diagnostiques claires (Bucklin et al., 2016) et d'un manque de consensus parmi les microbiologistes sur la définition des espèces (Amaral-Zettler et al., 2010). Le problème du sous-échantillonnage ne peut être résolu qu'en augmentant la résolution spatio-temporelle de l'échantillonnage. À cet égard, il convient de souligner l'importance d'étendre et de pérenniser le soutien à la Global Alliance of Continuous Plankton Recorder Surveys (Batten et al., 2019) et au développement d'un système intégré d'observation de la vie dans l'océan (Canonico et al., 2019).

4.2. Diversité fonctionnelle

Le regroupement d'organismes en groupes fonctionnels partageant des caractéristiques communes (taille et rôles écologiques) peut être plus utile sur le plan écologique que les regroupements taxonomiques (Litchman et al.,

2010; Mitra et al., 2016). Le spectre de taille du plancton s'étend sur sept ordres de grandeur (Boyce et al., 2015; Sommer et al., 2017) et se reflète dans les voies par lesquelles la PPN du phytoplancton est recyclée dans la couche supérieure de l'océan, canalisée vers les pêcheries ou exportée vers l'intérieur de l'océan par la pompe biologique (Ward et al., 2012; Acevedo-Trejos et al., 2018). Le plancton a été classé par taille en picoplancton (0,2-2 µm), nanoplancton (2-20 µm), microplancton (20-200 µm), mésoplancton (200 µm à 20 mm), macroplancton (20-200 mm) et mégaplancton (> 200 mm) (Sieburth et al., 1978; Sommer et al., 2017). Au niveau des principaux bassins océaniques, la biomasse phytoplanctonique et la fraction de grands phytoplanctons augmentent généralement en fonction de la disponibilité des nutriments inorganiques dissous, un schéma qui reflète l'importance des apports en nutriments comme paramètre de la composition de la PPN du phytoplancton et de la composition des communautés (Mousing et al., 2018).

D'un point de vue fonctionnel, les réseaux alimentaires marins peuvent être divisés en deux catégories selon leur taille (Fenchel, 1988; Pomeroy et al., 2007) :

- a) Les réseaux alimentaires microbiens peuplés de picophytoplancton et de nanophytoplancton, de bactéries hétérotrophes et de consommateurs protozoaires qui sont alimentés principalement par la PPN

⁶ Les mesures sont trop rares dans le temps et l'espace pour pouvoir estimer avec précision la biodiversité du plancton aux niveaux régional et mondial.

⁷ Espèces génétiquement distinctes (basées sur des unités taxonomiques opérationnelles) qui ne présentent pas de différences morphologiques évidentes. Ces unités sont utilisées pour estimer la diversité des espèces sur la base des différences génétiques (Caron et al., 2009).

du picophytoplancton (y compris la libération de matières organiques dissoutes par les producteurs primaires et les consommateurs);

- b) Les réseaux alimentaires métazoaires peuplés de microphytoplancton et de plancton métazoaire qui sont principalement alimentés par la productivité du microphytoplancton et les réseaux alimentaires microbiens.

Les réseaux alimentaires microbiens représentent la majeure partie de la biomasse

vivante et du recyclage des nutriments dans l'océan (Del Giorgio et Duarte, 2002; Sunagawa et al., 2015), tandis que les réseaux alimentaires métazoaires soutiennent la plupart des pêches et la pompe biologique (Legendre et Michaud, 1998; Sommer et al., 2002). Ainsi, les modifications de l'équilibre entre ces deux réseaux alimentaires sont susceptibles d'avoir des répercussions majeures sur la fourniture de services écosystémiques (Müren et al., 2005; Worm et al., 2006; Sommer et al., 2016).

5. Plancton microbien

5.1. Phytoplancton

Les principaux taxons en matière de contribution à la PPN mondiale comprennent les cyanobactéries procaryotes et les diatomées eucaryotes, les coccolithophores et les chlorophytes (Not et al., 2007; Simon et al., 2009; Uitz et al., 2010; Flombaum et al., 2013).

5.1.1. Diversité et groupes fonctionnels du phytoplancton

Cinq groupes fonctionnels de phytoplancton ont été reconnus sur la base de leur taille et de leur rôle dans les réseaux alimentaires pélagiques et les cycles des nutriments (Chisholm, 1992; Le Quéré et al., 2005; Marañón et al., 2012) : le picoplancton photosynthétique, le microplancton silicifiant, le nanoplancton calcifiant, le mésoplancton fixant l'azote et le nanoplancton produisant du sulfure de diméthyle. Pour les besoins du présent sous-chapitre, le microplancton toxique a été ajouté à cette liste. Les changements dans l'abondance relative, la productivité et la toxicité de ces groupes fonctionnels ont des répercussions majeures sur leur capacité à soutenir les services écosystémiques.

5.1.1.1. Picoplancton

Le picoplancton comprend deux genres de cyanobactéries (*Prochlorococcus* et *Synechococcus*) et un ensemble diversifié de picoeucaryotes de plusieurs phylums (Not et

al., 2007; Kirkham et al., 2013). Ils sont omniprésents dans le monde entier, représentent environ 50 % de la PPN de l'océan (Agusti et al., 2019) et alimentent les réseaux alimentaires microbiens (Marañón et al., 2001, 2015). On estime que le *Prochlorococcus* représente 17 à 39 % de la biomasse de picoplancton dans le monde, le *Synechococcus* 12 à 15 % et les picoeucaryotes 49 à 62 % (Buitenhuis et al., 2012). Le *Prochlorococcus* domine le phytoplancton dans les eaux chaudes (> 15 °C) et pauvres en nutriments (Chisholm, 2017). Le *Synechococcus* a une répartition plus large et plus uniforme et est plus abondant que le *Prochlorococcus* dans des conditions plus fraîches et plus riches en nutriments (Follows et al., 2007; Flombaum et al., 2013). Les picoeucaryotes ont tendance à augmenter en abondance avec l'augmentation des niveaux de nutriments, dominant souvent le phytoplancton aux latitudes élevées (Li, 1994; Worden et Not, 2008; Kirkham et al., 2013). Ces organismes présentent une extraordinaire diversité génomique qui explique leur large répartition géographique (Vaulot, 2008; Kent et al., 2016).

5.1.1.2. Microplancton silicifiant : les diatomées

Les diatomées dominent le microphytoplancton dans les eaux froides, agitées et riches en nutriments (Malone, 1980; Rousseaux et Gregg, 2015). Elles représentent 40 à 50 % des

ressources marines mondiales, alimentent les réseaux trophiques des métazoaires et sont responsables d'environ 40 % des exportations de carbone par la pompe biologique (Honjo et al., 2014; Tréguer et al., 2018). Les diatomées jouent donc un rôle important dans le cycle global du carbone.

5.1.1.3. Nanoplancton calcifiant⁸

Les coccolithophores (dominés par l'espèce *Emiliana huxleyi*) sont omniprésentes dans le monde, fonctionnent à la fois comme un puits (photosynthèse) et une source (calcification) de CO₂ et sont donc des acteurs importants du cycle global du carbone (Sarmiento et al., 2002; Balch et al., 2016). *Emiliana huxleyi* forme la « grande ceinture de calcite » qui entoure l'Antarctique entre les fronts subantarctique et polaire (Balch et al., 2016; Nissen et al., 2018). Il est prouvé qu'*Emiliana huxleyi* produit plus de CaCO₃ biogène que tout autre organisme sur Terre (Iglesias-Rodríguez et al., 2002). Les efflorescences ont tendance à se produire après les efflorescences saisonnières de diatomées (Brown et Yoder, 1994; Smith et al., 2017). *Emiliana huxleyi* contient un pangéome d'une grande variabilité génétique expliquant sa répartition cosmopolite et sa capacité à s'épanouir dans une grande variété de conditions environnementales (Read et al., 2013).

5.1.1.4. Mésoplancton fixant l'azote⁹

Les cyanobactéries planctoniques représentent environ la moitié de la fixation de N₂ sur Terre (Karl et al., 2002; Landolfi et al., 2018) et sont la plus grande source d'azote fixe dans les océans mondiaux (Galloway et al., 2004; Gruber, 2004). Le groupe comprend les symbiotes unicellulaires (associations diatome-diazotrophe) et les genres coloniaux

(par exemple, *Trichodesmium*) (Delmont et al., 2018; White et al., 2018). La majorité de la fixation de l'azote marin se fait dans les gyres subtropicaux (Gruber, 2019) où *Trichodesmium* est le plus abondant à des températures supérieures à 20 °C (Breitbarth et al., 2007; Monteiro et al., 2010).

5.1.1.5. Nanoplancton produisant du diméthylsulfoniopropionate¹⁰

Plus de 90 % des émissions de sulfure de diméthyle dans l'atmosphère proviennent du diméthylsulfoniopropionate produit dans l'océan, dont la plupart par les Prymnesiophyceae (par exemple, *Phaeocystis* spp. et *Emiliana huxleyi*) et les Dinophyceae (par exemple, *Prorocentrum minimum*) pendant les efflorescences (Keller et al., 1989; Bullock et al., 2017). *Phaeocystis* est un genre cosmopolite dont le cycle de vie alterne entre le nanoplancton libre (3-9 µm) et de grandes colonies gélatineuses (> 2 mm) (Schoemann et al., 2005). Ces dernières se développent lors d'efflorescences estivales massives dans les régions de hautes latitudes d'efflorescence printanière et lors d'efflorescences estivales dans les régions de banquise polaire et dans la région circumpolaire de l'Antarctique (Schoemann et al., 2005; Vogt et al., 2012). Les efflorescences de *Prorocentrum minimum* se produisent dans des régions où les apports en nutriments anthropiques sont relativement élevés, et sa répartition mondiale devrait s'étendre, étant donné que les apports en nutriments anthropiques devraient plus que doubler d'ici 2050, à moins qu'ils ne soient contrôlés plus efficacement à l'échelle mondiale (Glibert et al., 2008).

5.1.1.6. Microplancton producteur de toxines

Parmi les 5 000 espèces de phytoplancton marin existantes (Sournia et al., 1991), environ

⁸ Le plancton calcifiant comprend les taxons qui créent des coquilles, des squelettes ou d'autres structures à partir du carbonate de calcium. Il s'agit d'un groupe diversifié du point de vue taxonomique comprenant des phytoplanctons comme les coccolithophores, des zooplanctons comme les ptéropodes et les stades larvaires des mollusques bivalves benthiques et des échinodermes.

⁹ La fixation de l'azote n'est pas limitée au mésozooplancton. Il est prouvé qu'il existe des diazotrophes non cyanobactériennes (bactéries et archées) dans les océans (Benavides et al., 2018).

¹⁰ Le diméthylsulfoniopropionate est le précurseur biogène du sulfure de diméthyle, qui représente une importante source de soufre libéré dans l'atmosphère terrestre, où il contribue à la formation de nuages qui empêchent le rayonnement solaire d'atteindre la surface de la Terre et le renvoient dans l'espace.

80 ont la capacité de produire de puissantes toxines qui s'accumulent dans les poissons et les crustacés dont la consommation peut être source d'intoxication pour l'homme (Hallegraeff et al., 2004). La plupart des espèces toxiques sont des dinoflagellés qui provoquent des intoxications par les fruits de mer, de type paralysante (par exemple, *Alexandrium* spp.), diarrhéique (par exemple, *Dinophysis* spp.), neurotoxique (par exemple, *Karenia* spp.), de type azaspiracide (par exemple, *Protoperidinium crassipes*) et la ciguatera, une intoxication liée à la consommation de poissons contaminés (par exemple par *Gambierdiscus toxicus*). Un genre de diatomées (*Pseudo-nitzschia* spp.) provoque également une intoxication amnésique par les fruits de mer (Lelong et al., 2012). Les microplanctons producteurs de toxines ont une répartition cosmopolite (Hallegraeff et al., 2004).

5.2. Consommateurs protozoaires

La plupart des protozoaires hétérotrophes appartiennent aux classes de taille des nano- et micro-zooplanctons et sont des consommateurs importants dans les réseaux alimentaires microbiens ainsi que des liens importants avec les réseaux alimentaires métazoaires (Landry et Calbet, 2004; Mitra et al., 2016). Leur diversité peut être décrite en fonction de trois plans d'organisation basiques qui déterminent largement leurs rôles écologiques : les formes amiboïde, flagellée et ciliée (Fuhrman et Caron, 2016).

Les amiboïdes foraminifères sont plus abondants dans les régions de hautes latitudes à efflorescence printanière et moins abondants dans les gyres subtropicaux (Berger, 1969). Ils sont les principaux producteurs de coquilles marines calcaires déposées sur le fond des océans (Schiebel et Hemleben, 2005). Les radiolaires sont communs dans la zone euphotique des régions océaniques tropicales et subtropicales du monde entier et beaucoup moins abondants dans les régions côtières de remontées d'eau, les régions de hautes

latitudes à efflorescence printanière et les régions polaires (Caron et Swanberg, 1990).

Les nanoflagellés hétérotrophes, les consommateurs protozoaires les plus abondants, contrôlent l'abondance du bactérioplancton (Fenchel, 1982; Massana et Jürgens, 2003). Alors que les nanoflagellés sont d'importants brouteurs de picophytoplancton dans les habitats oligotrophes, les microflagellés hétérotrophes (par exemple, les dinoflagellés) peuvent être d'importants consommateurs de microphytoplancton, y compris de diatomées formant des efflorescences (Sherr et Sherr, 2007; Calbet, 2008).

On estime que le microzooplancton (dinoflagellés et ciliés) consomme plus de la moitié de la PPN phytoplanctonique mondiale quotidienne et exerce un contrôle descendant important sur les efflorescences de phytoplancton dans les écosystèmes allant de l'océan Austral (Swailethorp et al., 2019) et de l'ouest de l'océan Arctique (Sherr et al., 2009) aux écosystèmes côtiers tempérés (Pierce et Turner, 1992).

5.3. Bactéries hétérotrophes et archées

Les assemblages bactériens sont généralement dominés par un petit nombre de phylotypes¹¹ (Yooseph et al., 2010), dont les 20 plus abondants appartiennent à l'un des quatre groupes (Amaral-Zettler et al., 2010; Luo et Moran, 2014) : Alphaproteobacteria (SAR11, Rhodobacteraceae), Gammaproteobacteria (SAR86), Bacteroidetes (Flavobacteriaceae) et Actinobacteria, dont les plus abondantes sont des Alphaproteobacteria (Lefort et Gasol, 2013; Giovannoni, 2017). La diversité des espèces a tendance à diminuer vers les pôles, tant pour le règne animal que pour le règne végétal (Wietz et al., 2010).

Quatre grands groupes d'archées (groupes marins I à IV) sont abondants dans l'océan (Church et al., 2003; Danovaro et al., 2017). Les archées du groupe marin I sont parmi les plus abondantes et celles dont l'aire de répartition

¹¹ Groupe d'organismes génétiquement similaires qui peuvent être regroupés à différents niveaux taxonomiques, tels que l'espèce, la famille, la classe ou le phylum.

est la plus vaste, des eaux polaires aux eaux tropicales (Karner et al., 2001; Santoro et al., 2019). Bien que les bactéries aient tendance à être plus nombreuses que les archées, ces dernières apportent une contribution importante à la biomasse microbienne des grands fonds marins (Danovaro et al., 2015).

5.4. Virus

Les virus jouent un rôle important dans les réseaux alimentaires marins et le recyclage des nutriments en contrôlant l'abondance des populations microbiennes et en libérant de la matière organique dissoute par lyse cellulaire (Rohwer et Thurber, 2009; Sieradzki et al., 2019). Les virus, y compris les virions libres, sont les entités biologiques les plus abondantes dans

les océans et constituent un réservoir important de diversité génétique (Suttle, 2007; Simmonds et al., 2017). La majorité des virus sont des bactériophages (Coutinho et al., 2017), et leur abondance est corrélée avec l'abondance des bactéries à l'échelle régionale comme mondiale (Fuhrman et Caron, 2016). Des analyses métagénomiques indiquent qu'il y a des milliers de virions différents dans quelques litres, les génotypes les plus abondants étant représentés par une fraction relativement faible de l'ensemble de l'assemblage (Breitbart et al., 2004; Angly et al., 2006). En dépit des avancées récentes dans ce type d'analyses génomiques, ces découvertes ne sont que la « partie émergée de l'iceberg » en matière de biodiversité virale (Paez-Espino et al., 2019).

6. Zooplancton métazoïque

6.1. Holoplancton¹²

L'hologloplancton métazoïque a été décrit à partir de 15 phylums (Bucklin et al., 2010; Wiebe et al., 2010). En tant que groupe, ils présentent divers types de modes d'alimentation (Kiørboe, 2011), des organismes filtreurs (copépodes, euphausiacés et tuniciers, par exemple) aux prédateurs passifs en embuscade (cténo-phores et certains ptéropodes, par exemple) et aux prédateurs actifs en embuscade (chéto-gnathes et certains amphipodes, par exemple). Comme d'autres groupes d'animaux, la diversité de l'hologloplancton tend à diminuer vers les pôles (Lindley et Batten, 2002; Burridge et al., 2017). La diversité tend également à être plus élevée lorsque la biomasse est faible (par exemple, les gyres subtropicaux) et plus faible lorsque la biomasse est élevée (par exemple, les régions côtières de remontées d'eau et les régions de hautes latitudes à efflorescence printanière) (Nations Unies, 2017a).

6.1.1. Crustacés

Environ la moitié des espèces connues d'hologloplancton sont des crustacés (Verity et

Smetacek, 1996; Nations Unies, 2017a). Les copépodes sont de loin les plus abondants et constituent un lien trophique essentiel entre le phytoplancton et les pêcheries (par exemple, Möllmann et al., 2003; Beaugrand, 2005). Alors que l'abondance des copépodes est généralement plus élevée dans les régions où la PPN est élevée de manière saisonnière, la biodiversité est généralement plus élevée dans les régions d'eau chaude où la PPN est relativement faible (Rombouts et al., 2009; Valdés et al., 2017).

Avec près de 100 espèces documentées (Baker et al., 1990), les euphausiacés (krill) sont présents dans tout l'océan mondial et, comme les copépodes, sont plus abondants pendant les périodes de forte productivité du phytoplancton (Baker et al., 1990). Ils sont particulièrement abondants dans l'océan Austral, où ils jouent un rôle crucial dans le réseau alimentaire et sont une cible pour la pêche (Mangel et Nicol, 2000; Boopendranath, 2013).

Il existe environ 200 espèces d'ostracodes planctoniques décrites (Angel et al., 2007) et environ 300 espèces d'amphipodes

¹² Espèces qui vivent tout leur cycle de vie en tant que plancton.

hypérides¹³ (Vinogradov, 1996; Boltovskoy et al., 2003). La diversité en espèces des ostracodes tend à être la plus élevée dans la zone mésopélagique aux basses latitudes (< 50°N) et dans la zone épipélagique aux latitudes plus élevées. La majorité des hypérides passent au moins une partie de leur cycle de vie à vivre comme salpidae commensaux, méduses, cténophores ou siphonophores (Madin et Harbison, 1977; Gasca et Haddock, 2004), et leur richesse spécifique est la plus élevée dans les régions où le zooplancton gélatineux est le plus abondant.

6.1.2. Zooplancton gélatineux

Ce groupe diversifié comprend les cnidaires (méduses)¹⁴, les cténophores (groisilles de mer), les chétognathes (vers sagittaires), les tuniciers (salpidae, doliolles et appendiculaires) et les mollusques (ptéropodes et hétéropodes) (Alldredge, 1984; Jennings et al., 2010). En tant que groupe, les tuniciers sont bien adaptés à la vie dans les océans oligotrophes, où leur diversité et leur abondance sont souvent supérieures à celles des crustacés planctoniques (Alldredge et Madin, 1982; Madin et Harbison, 2001). La richesse en espèces

est la plus élevée pour les méduses (plus de 1 000 espèces) (Purcell et al., 2007; Pitt et al., 2018), suivies des mollusques (250 espèces) (Jennings et al., 2010), des cténophores (200 espèces) (Harbison, 1985; Madin et Harbison, 2001), des tuniciers (145 espèces) (Deibel et Lowen, 2012) et des chétognathes (100 espèces) (Daponte et al., 2004).

6.2. Méroplancton

Le méroplancton est le stade larvaire des adultes benthiques et pélagiques (par exemple, les crustacés et les poissons) et, à ce titre, un membre temporaire du plancton. Leur contribution à la diversité du plancton est épisodique ou saisonnière, et leur abondance par rapport à l'holoplancton diminue avec l'augmentation de la profondeur et de la latitude (Silberberger et al., 2016; Costello et Chaudhary, 2017). La répartition, la diversité et la fécondité des adultes qui ont un stade larvaire planctonique sont inextricablement liées à l'abondance et à la diversité de leurs larves méroplanctoniques qui, à leur tour, influencent la répartition et la diversité de leur stade adulte (Miron et al., 1995; Hughes et al., 2000).

7. Tendances documentées

7.1. À l'échelle mondiale

L'étude des séries chronologiques par satellite (1998-2015) de la chlorophylle *a* à la surface des océans n'a pas encore révélé une tendance à long terme de la PPN à l'échelle mondiale (Gregg et al., 2017). Toutefois, la biomasse de diatomées du microplancton a diminué par rapport au picophytoplancton dans la plupart des régions au cours de la période considérée (Rousseaux et Gregg, 2015; Gregg et al., 2017),

une tendance qui semble être liée au réchauffement de la couche supérieure des océans, à l'augmentation de la stratification verticale¹⁵ et à la diminution des apports en nutriments provenant des grands fonds marins (Daufresne et al., 2009; Basu et Mackey, 2018).

Une comparaison des événements toxiques connus en 1970 avec ceux observés en 2017¹⁶ suggère que les impacts des événements toxiques sur la santé publique et l'économie ont augmenté en fréquence et se sont

¹³ Ordre d'amphipodes exclusivement marin.

¹⁴ Bien que les méduses aient un cycle de vie avec un stade polype benthique et un stade méduse planctonique, elles sont considérées comme holoplancton car le stade de reproduction sexuelle (méduse) est planctonique.

¹⁵ Une colonne d'eau se stratifie verticalement lorsqu'une masse d'eau moins dense se développe (en raison d'une augmentation de la température, d'une diminution de la salinité, ou des deux) sur une eau plus profonde et plus dense. Ce processus limite le mélange entre la couche mélangée de surface et l'océan profond.

¹⁶ United States National Office for Harmful Algal Blooms, « Distribution of HABs throughout the World ». Disponible à l'adresse <https://hab.whoi.edu/maps/regions-world-distribution>.

répandus dans le monde entier (Hallegraeff et al., 2004) :

- Les cas d'intoxication paralysante causée par *Alexandrium tamarense* et *A. catenella* sont passés de 19 sites côtiers (dont 12 en Amérique du Nord et 4 en Europe occidentale) à 118 sites côtiers (dont 26 en Amérique du Nord, 25 en Europe occidentale, 36 dans le Pacifique occidental, 9 en Australie et en Nouvelle-Zélande, 7 en Amérique du Sud, 7 en Afrique et 4 en Inde).
- Les cas d'intoxication diarrhéique causée par *Dinophysis* spp. sont passés de 15 sites côtiers (dont 13 en Europe occidentale) à 71 sites côtiers (8 en Amérique du Nord, 37 en Europe occidentale, 9 en Amérique du Sud, 7 en Australie et en Nouvelle-Zélande, 6 au Japon et 4 en Inde).
- Les cas d'intoxication amnésique causée par *Pseudo-nitzschia* spp. sont passés d'un seul site côtier, en Amérique du Nord, à 31 sites côtiers (dont 12 en Amérique du Nord, 9 en Europe occidentale et 9 en Australie et en Nouvelle-Zélande).

Bien qu'il y ait des raisons de penser que les effets combinés de l'augmentation de l'eutrophisation côtière, de la température de surface de la mer et de la stratification verticale pourraient favoriser la croissance des dinoflagellés, les causes sous-jacentes de ces tendances demeurent un sujet de spéculation (Wells et al., 2015).

Le réchauffement de la couche supérieure des océans influence la biogéographie et la phénologie des espèces de plancton (Hays et al., 2005; Thackeray et al., 2010; Mackas et al., 2012). En moyenne, les pics saisonniers printaniers de biomasse ont progressé de 4,4 jours par décennie, avec une erreur type de 0,7 jour, et les premières limites des aires de répartition des espèces se sont étendues vers le pôle de 72 km par décennie (1920-2010), avec une erreur type de 0,35 km (Hoegh-Guldberg et al., 2014). Alors que l'holoplancton présente de grands changements à la fois dans sa biogéographie et sa phénologie en réponse au réchauffement de la couche supérieure de

l'océan, le méroplancton présente des changements relativement faibles dans sa répartition, mais des changements plus importants dans sa phénologie (Edwards et Richardson, 2004), changements qui sont susceptibles d'avoir des effets en retour sur l'abondance des populations adultes.

7.2. Régions de banquise polaire

7.2.1. Océan Austral

Une tendance interannuelle significative de la PPN dans l'ensemble de l'océan Austral n'a pas été documentée (Arrigo et al., 2008). Cependant, des tendances opposées de la PPN dans la mer de Ross (en augmentation) et dans la péninsule de l'Antarctique occidental (en diminution) ont coïncidé avec des augmentations (mer de Ross) et des diminutions (péninsule de l'Antarctique occidental) de l'étendue de la glace de mer¹⁷ (Montes-Hugo et al., 2009; Ducklow et al., 2013). La diminution de la PPN a été associée à un changement dans le spectre de taille du phytoplancton, qui est passé d'assemblages dominés par le microplancton (diatomées) au nanoplancton et aux picoeucaryotes, à mesure que la température de la surface de la mer augmentait (Moline et al., 2004; Montes-Hugo et al., 2009). Le réchauffement et le passage à un phytoplancton plus petit ont également été associés à une extension de l'aire de répartition d'*Emiliana huxleyi* de la région circumpolaire antarctique à la région polaire de glace de mer (Cubillos et al., 2007).

Les variations interannuelles de l'étendue de la glace de mer au large de la péninsule Antarctique semblent également se refléter dans l'abondance relative de deux brouteurs dominants : le krill (*Euphausia superba*) et les salpidae (*Salpa thompsoni*). Le recrutement du krill, qui dépend de la survie des larves de krill pendant l'hiver, est le paramètre de population le plus susceptible d'être modifié par les changements climatiques (Flores et al., 2012). On a constaté qu'*E. superba* est plus abondant après les hivers où la couverture de glace de mer est importante, tandis que les salpidae sont plus abondants après les hivers où la superficie de

¹⁷ Voir Michon Scott et Kathryn Hansen, « Sea ice », Earth Observatory, 16 septembre 2016.

la glace de mer est relativement faible (Loeb et al., 1997). Ainsi, si les populations de krill ont pu souffrir du déclin de la glace de mer, les salpidae semblent avoir bénéficié du réchauffement des eaux de surface au cours du XX^e siècle (Loeb et Santora 2012). La diminution observée de l'étendue de la glace de mer laisse présager un passage à long terme d'un réseau alimentaire dominé par *E. superba* à un réseau dominé par les salpidae, avec des effets en cascade inconnus sur l'abondance des prédateurs vertébrés (Henschke et al., 2016).

7.2.2. Océan Arctique

L'océan Arctique est engagé dans un processus de passage à un état plus chaud (voir Buchholz et al., 2010). Contrairement à l'Antarctique, l'étendue de la glace de mer a diminué (1998-2015) dans tous les secteurs de l'Arctique, en raison de l'augmentation de la température de la surface de l'océan (Kahru et al., 2016), une tendance qui est associée à l'augmentation de la PPN (Arrigo et van Dijken, 2011; Hill et al., 2017) et à l'augmentation de la biomasse des picoeucaryotes au détriment des diatomées du microplancton, la stratification verticale de la colonne d'eau ayant augmenté (Li et al., 2009).

Comme dans les eaux côtières de la péninsule Antarctique occidentale, le krill est une proie importante pour un certain nombre d'espèces, dont l'éperlan. De 1984 à 1992 et de 2007 à 2015, l'abondance du krill a augmenté dans le sud-ouest et le centre de la mer de Barents, malgré une forte prédation par l'éperlan, probablement en raison de l'augmentation des températures, de la plus forte advection de krill dans la mer de Barents (Slagstad et al., 2011) et de l'augmentation de la PPN du phytoplancton (Dalpadado et al., 2014). Le réchauffement a également influencé l'abondance relative des espèces de krill, l'espèce boréale *Meganyctiphanes norvegica* augmentant et l'espèce

d'eau froide *Thysanoessa raschii* diminuant (Rasmussen, 2018).

7.3. Région de hautes latitudes à efflorescence printanière de l'Atlantique Nord

Dans les eaux saisonnières riches en nutriments de la région de hautes latitudes à efflorescence printanière de l'Atlantique Nord, le réchauffement de la couche supérieure de l'océan et une mise en place plus précoce de la pycnocline saisonnière¹⁸ se combinent pour augmenter la durée de la saison de croissance et la disponibilité de la lumière du soleil. En conséquence, la PPN a augmenté au cours des dernières décennies (1979-2010) (Dalpadado et al., 2014; Raitsos et al., 2014), une tendance qui s'est accompagnée d'une augmentation des picoeucaryotes et des coccolithophores par rapport aux diatomées (Li et al., 2009), d'une réduction de la taille moyenne du phytoplancton et du zooplancton et d'une augmentation de la biodiversité des assemblages de plancton (Hoegh-Guldberg et Bruno, 2010; Edwards et al., 2013).

L'expansion vers les pôles de l'aire de répartition des espèces de plancton en réponse au réchauffement de la couche supérieure des océans a été bien documentée (Poloczanska et al., 2013), en particulier dans l'Atlantique Nord : *Emiliana huxleyi* dans la mer de Barents (Smyth et al., 2004); le *Calanus helgolandicus* remplaçant le *C. finmarchicus* en mer du Nord (Edwards et al., 2013); et une expansion vers le pôle des aires de répartition des espèces calcifiantes de plancton (foraminifères, coccolithophores et ptéropodes) (Beaugrand et al., 2013; Winter et al., 2014).

Les phénologies¹⁹ des espèces de phytoplancton et de zooplancton sont également en train de changer en réponse au réchauffement de la

¹⁸ Une pycnocline est une zone verticale sur laquelle une augmentation de la densité sépare une couche superficielle de densité relativement faible d'une couche plus profonde de densité relativement élevée. Une pycnocline saisonnière commence à se former dans la région de hautes latitudes à efflorescence printanière de l'Atlantique Nord lorsque le rayonnement solaire commence à réchauffer la couche de surface à la fin de l'hiver et au début du printemps, processus qui augmente la disponibilité de l'énergie solaire pour la photosynthèse.

¹⁹ La phénologie s'entend de la synchronisation des événements biologiques dans la vie des plantes et des animaux (par exemple, la reproduction et la migration) en lien avec les changements de saison et de climat.

couche supérieure de l'océan (1958-2002). Par exemple, pendant la période de 1958 à 2002, l'abondance saisonnière du copépode *Calanus finmarchicus* dans l'Atlantique Nord a commencé à atteindre son pic plus tôt dans l'année, de sorte qu'au tournant du siècle, l'abondance atteignait son maximum environ 10 jours plus tôt dans l'année qu'auparavant, tandis que sa nourriture (diatomées microplanctoniques et dinoflagellés) atteignait son maximum environ 30 jours plus tôt (Edwards et Richardson, 2004). De même, les efflorescences de diatomées en mer du Nord se produisent plus tôt dans l'année que le pic d'abondance de leurs brouteurs macrozooplanctoniques (Hays et al., 2005). Un tel désaccouplement des niveaux trophiques a également été documenté dans la mer Baltique, où la durée de la saison de croissance au cours de la période de 1988 à 2017 a augmenté à un rythme de 4,5 jours par an, ce qui a entraîné une efflorescence printanière plus précoce, un allongement du minimum de biomasse estivale et une efflorescence automnale plus tardive et plus prolongée (Wasmund et al., 2019).

7.4. Régions de remontées d'eau

La production de diatomées a augmenté (1996-2011) dans les systèmes de remontées d'eau de la limite orientale (Kahru et al., 2012), tandis que la PPN a augmenté dans les régions de remontées d'eau du Pacifique équatorial (Chavez et al., 2011), apparemment en raison de l'augmentation des remontées d'eau (Tim et al., 2016). Cependant, l'acidification des océans dans les systèmes côtiers de remontées d'eau s'avère corrosive pour les coquilles des ptéropodes (*Limacina helicina*)

(Bednaršek et al., 2014). À mesure que l'habitat des ptéropodes se détériore, les réseaux alimentaires des métazoaires risquent d'être affectés (Bednaršek et al., 2012; Lischka et al., 2011), et l'acidification des océans aura probablement un impact similaire dans l'océan Austral et l'océan Arctique (Comeau et al., 2009; Negrete-García et al., 2019).

7.5. Gyres subtropicaux

En raison principalement de la diminution des diatomées et des chlorophytes (Gregg et al., 2017), une tendance à la baisse significative de la chlorophylle *a* (1998-2013) a été documentée dans tous les gyres, sauf dans le Pacifique Sud (Signorini et al., 2015). Les taux de déclin ont été les plus élevés dans l'hémisphère Nord et les plus faibles dans l'océan Atlantique Sud et l'océan Indien, des tendances qui correspondent à l'expansion des gyres dans l'océan Atlantique et l'océan Pacifique Nord (Polovina et al., 2008)

Des tendances à la baisse de la PPN ont été observées dans les cinq gyres qui ont coïncidé avec le réchauffement de la couche supérieure de l'océan et la diminution de la taille des cellules phytoplanctoniques (Polovina et Woodworth, 2012). Cette diminution est cohérente avec les augmentations observées de l'abondance relative de *Prochlorococcus* et *Synechococcus* (Flombaum et al., 2013; Agusti et al., 2019), qui reflètent très probablement à la fois le réchauffement des températures (Daufresne et al., 2009; Morán et al., 2010) et la diminution des apports en nutriments à mesure que la zone euphotique s'isole des eaux profondes riches en nutriments (Marañón et al., 2015; Sommer et al., 2016).

8. Perspectives

Au cours du XXI^e siècle, les changements climatiques devraient continuer à entraîner des changements dans la couche supérieure de l'océan qui auront un impact sur la diversité et la productivité des assemblages de plancton à l'échelle régionale et mondiale. Ces changements comprennent une expansion des gyres subtropicaux (Polovina et al., 2011), le

réchauffement et l'acidification des océans, la diminution de la salinité, l'augmentation de la stratification verticale et la diminution des apports de nutriments inorganiques dans la zone euphotique en haute mer (Bopp et al., 2013). Les réponses biologiques à ces changements à l'échelle mondiale devraient être les suivantes :

- a) Il est probable que la PPN diminue et que l'abondance relative du picophytoplancton augmente (Daufresne et al., 2009; Morán et al., 2010) au détriment des diatomées du microplancton (Bopp et al., 2005; Moore et al., 2018);
 - b) Ces tendances sont susceptibles de se propager à travers les réseaux alimentaires, entraînant une diminution de la capacité de charge de l'océan pour la pêche (Worm et al., 2006; Chust et al., 2014) et de sa capacité à séquestrer le carbone par la pompe biologique (Boyd, 2015);
 - c) L'expansion des gyres subtropicaux pourrait favoriser une augmentation de la fixation de N₂ (Boatman et al., 2017; Follett et al., 2018), une tendance qui pourrait perturber davantage le cycle global de l'azote (Jiang et al., 2018);
 - d) Les réseaux alimentaires du plancton dans les océans polaires et les régions côtières de remontées d'eau seront les plus touchés par l'acidification des océans, en raison de la grande solubilité du CO₂ dans les eaux froides (Bednaršek et al., 2014; Gardner et al., 2018).
- l'océan Arctique (Mueter et al., 2009; Kahru et al., 2011; Dalpadado et al., 2014);
 - b) Une augmentation de la PPN, de la production destinée à l'exportation et de l'abondance des diatomées au cours de la première moitié du siècle dans la région polaire de glace de mer de l'Antarctique (Bopp et al., 2001; Kaufman et al., 2017; Moore et al., 2018);
 - c) Une expansion de l'aire de répartition d'*Emiliana huxleyi* dans les océans polaires (Winter et al., 2014) et une augmentation de la fréquence des efflorescences de coccolithophores dans les régions de hautes latitudes à efflorescence printanière (Bopp et al., 2013; Rivero-Calle et al., 2015);
 - d) Une augmentation de la PPN et une diminution de l'abondance relative des diatomées dans les hautes latitudes de l'Atlantique Nord caractérisées par une efflorescence printanière (Bopp et al., 2005, 2013; Sundby et al., 2016).

Les projections des tendances futures de la PPN dans les régions côtières de remontées d'eau sont moins certaines, en raison de l'incertitude concernant les conséquences des interactions entre l'augmentation des vents favorables aux remontées d'eau (augmentation des remontées d'eau, de la PPN et de l'abondance relative des diatomées) et le réchauffement de la couche supérieure des océans (diminution des remontées d'eau, de la PPN et de l'abondance relative des diatomées) (Chavez et al., 2011; García-Reyes et al., 2015).

Dans ce contexte, il convient de souligner que la présente analyse des impacts des changements climatiques sur les communautés de plancton ne tient pas compte de l'adaptation transgénérationnelle aux changements induits par le climat dans l'environnement de la couche supérieure des océans (par exemple, Schlüter et al., 2014; Thor et Dupont, 2015).

Des exceptions régionales au cours du XXI^e siècle devraient se produire du côté pôle des gyres subtropicaux à la suite de changements environnementaux dans la zone euphotique, notamment une augmentation de la disponibilité de la lumière du soleil lorsque la profondeur de la couche mélangée de surface se réduit dans des environnements riches en nutriments (favorisant l'augmentation de la PPN), une augmentation de la température et une diminution de la salinité (favorisant la croissance du petit phytoplancton) (Tréguer et al., 2018). Parmi les exemples notables, on peut citer :

- a) Une augmentation de la PPN et une diminution de la taille du phytoplancton dans

Références

- Acevedo-Trejos, Esteban, and others (2018). Phytoplankton size diversity and ecosystem function relationships across oceanic regions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 285, No. 1879, pp. 20180621.
- Agusti, Susana, and others (2019). Projected changes in photosynthetic picoplankton in a warmer subtropical ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 506.
- Alldredge, A.L., and L.P. Madin (1982). Pelagic tunicates: unique herbivores in the marine plankton. *Bioscience*, vol. 32, No. 8, pp. 655–663.
- Alldredge, Alice L. (1984). The quantitative significance of gelatinous zooplankton as pelagic consumers. In *Flows of Energy and Materials in Marine Ecosystems*, pp. 407–433. Boston, MA: Springer.
- Amaral-Zettler, Linda, and others (2010). A global census of marine microbes. *Life in the World's Oceans: Diversity, Distribution and Abundance*, pp. 223–245.
- Angel, Martin V., and others (2007). Changes in the composition of planktonic ostracod populations across a range of latitudes in the North-east Atlantic. *Progress in Oceanography*, vol. 73, No. 1, pp. 60–78.
- Angly, Florent E., and others (2006). The marine viromes of four oceanic regions. *PLoS Biology*, vol. 4, No. 11, e368.
- Appeltans, Ward, and others (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Current Biology*, vol. 22, No. 23, pp. 2189–2202.
- Arrigo, Kevin R., and Gert L. van Dijken (2011). Secular trends in Arctic Ocean net primary production. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 116, No.C 9.
- Arrigo, Kevin R., and others (2008). Primary production in the Southern Ocean, 1997–2006. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 113, No.C 8.
- Azam, Farooq, and Francesca Malfatti (2007). Microbial structuring of marine ecosystems. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 5, pp. 782–791.
- Baker, A. de C., and others (1990). A practical guide to the euphausiids of the world. *British Museum (Natural History)*, vol. 96.
- Balch, William M., and others (2016). Factors regulating the Great Calcite Belt in the Southern Ocean and its biogeochemical significance. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 30, No. 8, pp. 1124–1144.
- Bar-On, Yinon M., and others (2018). The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 25, pp. 6506–6511.
- Basu, Samarpita, and Katherine R. M. Mackey (2018). Phytoplankton as key mediators of the biological carbon pump: Their responses to a changing climate. *Sustainability*, vol. 10, No. 3.
- Batten, Sonia D., and others (2019). A global plankton diversity monitoring program. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 321.
- Beaugrand, Grégory (2005). Monitoring pelagic ecosystems using plankton indicators. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 62, No. 3, pp. 333–338.
- Beaugrand, Gregory, and others (2013). Long-term responses of North Atlantic calcifying plankton to climate change. *Nature Climate Change*, vol. 3, pp. 263–267.
- Bednaršek, N., and others (2012). Extensive dissolution of live pteropods in the Southern Ocean. *Nature Geoscience*, vol. 5, No. 12, pp. 881–885.
- Bednaršek, N., and others (2014). *Limacina helicina* shell dissolution as an indicator of declining habitat suitability owing to ocean acidification in the California Current Ecosystem. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 281, No. 1785, 20140123.
- Behrenfeld, M.J., and others. 2006. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature*, vol. 444, pp. 752–755. <https://doi.org/10.1038/nature05317>.
- Benavides M., and others (2018). Deep into oceanic N₂ fixation. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 108. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00108>.

- Berger, Wolfgang H. (1969). Ecologic patterns of living planktonic foraminifera. In *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, vol. 16: pp. 1–24. Elsevier.
- Blanchard, Julia L., and others (2012). Potential consequences of climate change for primary production and fish production in large marine ecosystems. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 367, No. 1605, pp. 2979–2989.
- Boatman, Tobias G., and others (2017). A key marine diazotroph in a changing ocean: the interacting effects of temperature, CO₂ and light on the growth of *Trichodesmium erythraeum* IMS101. *PLoS One*, vol. 12, No. 1, e0168796.
- Boltovskoy, Demetrio, and others (2003). Marine zooplanktonic diversity: a view from the South Atlantic. *Oceanologica Acta*, vol. 25, No. 5, pp. 271–278.
- Boopendranath, M.R. (2013). Antarctic krill—A keystone species of Antarctica. *Science India*, vol. 16, pp. 4–10.
- Bopp, Laurent, and others (2001). Potential impact of climate change on marine export production. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 15, No. 1, pp. 81–99.
- Bopp, Laurent, and others (2005). Response of diatoms distribution to global warming and potential implications: A global model study. *Geophysical Research Letters*, vol. 32, No. 19.
- Bopp, Laurent, and others (2013). Multiple stressors of ocean ecosystems in the 21st century: projections with CMIP5 models. *Biogeosciences*, vol. 10, pp. 6225–6245.
- Boyce, Daniel G., and others (2015). Spatial patterns and predictors of trophic control in marine ecosystems. *Ecology Letters*, vol. 18, No. 10, pp. 1001–1011.
- Boyd, Philip W. (2015). Toward quantifying the response of the oceans' biological pump to climate change. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 77.
- Breitbart, Mya, and others (2004). Diversity and population structure of a near-shore marine-sediment viral community. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, vol. 271, No. 1539, pp. 565–574.
- Breitbarth, Eike, and others (2007). Physiological constraints on the global distribution of *Trichodesmium*? Effect of temperature on diazotrophy. *Biogeosciences*, vol. 4, No. 1, pp. 53–61.
- Brown, Christopher W., and James A. Yoder (1994). Coccolithophorid blooms in the global ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 99, No.C 4, pp. 7467–7482.
- Buchholz, Friedrich, and others (2010). Ten years after: krill as indicator of changes in the macro-zooplankton communities of two Arctic fjords. *Polar Biology*, vol. 33, No. 1, pp. 101–113.
- Bucklin, Ann, and others (2010). A census of zooplankton of the global ocean. *Life in the World's Oceans: Diversity, Distribution, and Abundance*, Edited by: McIntyre, A247–265.
- Bucklin, Ann, and others (2016). Metabarcoding of marine zooplankton: prospects, progress and pitfalls. *Journal of Plankton Research*, vol. 38, No. 3, pp. 393–400.
- Buitenhuis, Erik Theodoor, and others (2012). Picophytoplankton biomass distribution in the global ocean. *Earth System Science Data*, vol. 4, No. 1, pp. 37–46.
- Bullock, Hannah A., and others (2017). Evolution of dimethylsulfoniopropionate metabolism in marine phytoplankton and bacteria. *Frontiers in Microbiology*, vol. 8, art. 637.
- Burrige, Alice K., and others (2017). Diversity and distribution of hyperiid amphipods along a latitudinal transect in the Atlantic Ocean. *Progress in Oceanography*, vol. 158, pp. 224–235.
- Calbet, Albert (2008). The trophic roles of microzooplankton in marine systems. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 65, No3, pp. 325–331.
- Canonico, Gabrielle, and others (2019). Global observational needs and resources for marine biodiversity. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 367.
- Caron, David A. (2016). Mixotrophy stirs up our understanding of marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 11, pp. 2806–2808.
- Caron, David A., and N. R. Swanberg (1990). The ecology of planktonic sarcodines. *Reviews in Aquatic Sciences*, vol. 3, pp. 147–80.

- Chavez, Francisco P., and others (2011). Marine primary production in relation to climate variability and change. *Annual Review of Marine Science*, vol. 3, pp. 227–260.
- Chisholm, Sallie W. (1992). Phytoplankton Size. In *Primary Productivity and Biogeochemical Cycles in the Sea*, eds. Paul G. Falkowski, Avril D. Woodhead, and Katherine Vivirito, pp. 213–237. Boston, MA: Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4899-0762-2_12.
- Chisholm, Sallie W. (2017). *Prochlorococcus*. *Current Biology*, vol. 27, No. 11, pp. R447–R448.
- Church, Matthew J., and others (2003). Abundance and distribution of planktonic Archaea and Bacteria in the waters west of the Antarctic Peninsula. *Limnology and Oceanography*, vol. 48, No. 5, pp. 1893–1902.
- Chust, Guillem, and others (2014). Biomass changes and trophic amplification of plankton in a warmer ocean. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 7, pp. 2124–2139.
- Comeau, S., and others (2009). Impact of ocean acidification on a key Arctic pelagic mollusc (*Limacina helicina*). *Biogeosciences*, vol. 6, No. 9, pp. 1877–1882.
- Costello, Mark J., and Chhaya Chaudhary (2017). Marine biodiversity, biogeography, deep-sea gradients, and conservation. *Current Biology*, vol. 27, No. 11, pp. R511–R527.
- Coutinho, Felipe H., and others (2017). Marine viruses discovered via metagenomics shed light on viral strategies throughout the oceans. *Nature Communications*, vol. 8, art. 15955.
- Cubillos, J.C., and others (2007). Calcification morphotypes of the coccolithophorid *Emiliania huxleyi* in the Southern Ocean: changes in 2001 to 2006 compared to historical data. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 348, pp. 47–54.
- Dalpadado, Padmini, and others (2014). Productivity in the Barents Sea—response to recent climate variability. *PloS One*, vol. 9, No. 5, e95273.
- Danovaro, R., and others (2015). Towards a better quantitative assessment of the relevance of deep-sea viruses, Bacteria and Archaea in the functioning of the ocean seafloor. *Aquatic Microbial Ecology*, vol. 75, No. 1, pp. 81–90.
- Danovaro, Roberto, and others (2017). Marine archaea and archaeal viruses under global change. *F1000Research*, vol. 6.
- Daponte, M.C., and others (2004). *Sagitta friderici* Ritter-Záhony (Chaetognatha) from South Atlantic waters: abundance, population structure, and life cycle. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 61, No. 4, pp. 680–686.
- Daufresne, Martin, and others (2009). Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 106, No. 31, pp. 12788–12793.
- Delong, E.F. (2009) The microbial ocean from genomes to biomes. *Nature*, vol. 459, pp. 200–206.
- Deibel, Don, and Ben Lowen (2012). A review of the life cycles and life-history adaptations of pelagic tunicates to environmental conditions. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 69, No. 3, pp. 358–369.
- Del Giorgio, Paul A., and Carlos M. Duarte (2002). Respiration in the open ocean. *Nature*, vol. 420, pp. 379–384.
- Delmont, Tom O., and others (2018). Nitrogen-fixing populations of Planctomycetes and Proteobacteria are abundant in surface ocean metagenomes. *Nature Microbiology*, vol. 3, No. 7, pp. 804–813.
- De Vargas, Colomban, and others (2015). Eukaryotic plankton diversity in the sunlit ocean. *Science*, vol. 348, No. 6237.
- Ducklow, Hugh W., and others (2013). West Antarctic Peninsula: an ice-dependent coastal marine ecosystem in transition. *Oceanography*, vol. 26, No. 3, pp. 190–203.
- Edwards, Martin, and others (2013). Impacts of climate change on plankton. *MCCIP Science Review*, vol. 2013, pp. 98–112.
- Edwards, Martin, and Anthony J. Richardson (2004). Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, vol. 430, pp. 881–884.

- Fenchel, T. (1982). Ecology of heterotrophic microflagellates. IV. Quantitative occurrence and importance as bacterial consumers. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 9, pp. 35–42.
- Fenchel, Tom (1988). Marine plankton food chains. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 19, No. 1, pp. 19–38.
- Field, Christopher B., and others (1998). Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, vol. 281, No. 5374, pp. 237–240.
- Flombaum, Pedro, and others (2013). Present and future global distributions of the marine Cyanobacteria *Prochlorococcus* and *Synechococcus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. 24, pp. 9824–9829.
- Flores, Hauke, and others (2012). Impact of climate change on Antarctic krill. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 458, pp. 1–19.
- Follett, Christopher L., and others (2018). Seasonal resource conditions favor a summertime increase in North Pacific diatom–diazotroph associations. *The ISME Journal*, vol. 12, pp. 1543–1557.
- Follows, Michael J., and others (2007). Emergent biogeography of microbial communities in a model ocean. *Science*, vol. 315, No. 5820, pp. 1843–1846.
- Fuhrman, Jed A., and David A. Caron (2016). Heterotrophic planktonic microbes: virus, bacteria, archaea, and protozoa. In *Manual of Environmental Microbiology, Fourth Edition*, pp. 4–2. American Society of Microbiology.
- Galloway, James N., and others (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, vol. 70, No. 2, pp. 153–226.
- García-Reyes, Marisol, and others (2015). Under pressure: climate change, upwelling, and eastern boundary upwelling ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 109.
- Gardner, Jessie, and others (2018). Southern Ocean pteropods at risk from ocean warming and acidification. *Marine Biology*, vol. 165, art. 8.
- Gasca, Rebeca, and Steven H.D. Haddock (2004). Associations between gelatinous zooplankton and hyperiid amphipods (Crustacea: Peracarida) in the Gulf of California. *Hydrobiologia*, vol. 530, Nos.1–3, pp. 529–535.
- Gasol, Josep M., and others (1997). Biomass distribution in marine planktonic communities. *Limnology and Oceanography*, vol. 42, No. 6, pp. 1353–1363.
- Giovannoni, Stephen J. (2017). SAR11 bacteria: the most abundant plankton in the oceans. *Annual Review of Marine Science*, vol. 9, pp. 231–255.
- Glibert, Patricia M., and others (2008). *Prorocentrum* minimum tracks anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs on a global basis: application of spatially explicit nutrient export models. *Harmful Algae*, vol. 8, No. 1, pp. 33–38.
- Goetze, Erica (2010). Species discovery in marine planktonic invertebrates through global molecular screening. *Molecular Ecology*, vol. 19, No. 5, pp. 952–967.
- Gregg, Watson W., and others (2017). Global trends in ocean phytoplankton: a new assessment using revised ocean colour data. *Remote Sensing Letters*, vol. 8, pp. 1102–1111.
- Gruber, Nicolas (2004). The dynamics of the marine nitrogen cycle and its influence on atmospheric CO₂ variations. In *The Ocean Carbon Cycle and Climate*, pp. 97–148. Springer.
- Gruber, Nicolas (2019). A diagnosis for marine nitrogen fixation. *Nature*, vol. 566, pp. 191–193.
- Hallegraeff, Gustaaf M., and others (2004). *Manual on Harmful Marine Microalgae*. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
- Harbison, G.R. (1985). On the classification and evolution of the Ctenophora. In *The Origins and Relationships of Lower Invertebrates*, pp. 78–100.
- Harvey, Julio B.J., and others (2017). Comparison of morphological and next generation DNA sequencing methods for assessing zooplankton assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 487, pp. 113–126.
- Hays, Graeme C., and others (2005). Climate change and marine plankton. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 20, No. 6, pp. 337–344.

- Henschke, Natasha, and others (2016). Rethinking the role of salps in the ocean. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 31, No. 9, pp. 720–733.
- Hill, Victoria, and others (2017). Decadal trends in phytoplankton production in the Pacific Arctic Region from 1950 to 2012. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 152, pp. 82–94.
- Hoegh-Guldberg, Ove, and John F. Bruno (2010). The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, vol. 328, No. 5985, pp. 1523–1528.
- Hoegh-Guldberg, Ove, and others (2014): The Ocean. In *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Barros, V.R., and others (eds.) (Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, United States), pp. 1655–1731.
- Hoegh-Guldberg, Ove, and Elvira S. Poloczanska (2017). The Effect of Climate Change across Ocean Regions. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 361.
- Honjo, Susumu, and others (2014). Understanding the role of the biological pump in the global carbon cycle: an imperative for ocean science. *Oceanography*, vol. 27, No. 3, pp. 10–16.
- Hughes, T.P., and others (2000). Supply-side ecology works both ways: the link between benthic adults, fecundity, and larval recruits. *Ecology*, vol. 81, No. 8, pp. 2241–2249.
- Iglesias-Rodríguez, M. Débora, and others (2002). Representing key phytoplankton functional groups in ocean carbon cycle models: Coccolithophorids. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 16, No. 4, pp. 47–1.
- Jennings, Robert M., and others (2010). Species diversity of planktonic gastropods (Pteropoda and Heteropoda) from six ocean regions based on DNA barcode analysis. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 57, Nos.24–26, pp. 2199–2210.
- Jiang, Hai-Bo, and others (2018). Ocean warming alleviates iron limitation of marine nitrogen fixation. *Nature Climate Change*, vol. 8, pp. 709–712.
- Kahru, M., and others (2011). Are phytoplankton blooms occurring earlier in the Arctic? *Global Change Biology*, vol. 17, No. 4, pp. 1733–1739.
- Kahru, M., and others (2012). Trends in the surface chlorophyll of the California Current: Merging data from multiple ocean color satellites. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 77, pp. 89–98.
- Kahru, M., and others (2016). Effects of sea ice cover on satellite-detected primary production in the Arctic Ocean. *Biology Letters*, vol. 12, No. 11, 20160223.
- Karl, D.M., and others (2002). Dinitrogen fixation in the World's oceans. *Biogeochemistry*, vols.57–58, pp. 47–98. <https://doi.org/10.1023/A:1015798105851>.
- Karner, Markus B., and others (2001). Archaeal dominance in the mesopelagic zone of the Pacific Ocean. *Nature*, vol. 409, pp. 507–510.
- Kaufman, Daniel E., and others (2017). Climate change impacts on southern Ross Sea phytoplankton composition, productivity, and export. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 122, No. 3, pp. 2339–2359.
- Keller, Maureen D., and others (1989). Dimethyl sulfide production in marine phytoplankton: The Importance of Species Composition and Cell Size. *Biological Oceanography*, vol. 6, Nos.5–6, pp. 75–382.
- Kent, Alyssa G., and others (2016). Global biogeography of *Prochlorococcus* genome diversity in the surface ocean. *The ISME Journal*, vol. 10, pp. 1856–1865.
- Kjørboe, Thomas (2011). How zooplankton feed: mechanisms, traits and trade-offs. *Biological Reviews*, vol. 86, No. 2, pp. 311–339.
- Kirkham, Amy R., and others (2013). A global perspective on marine photosynthetic picoeukaryote community structure. *The ISME Journal*, vol. 7, pp. 922–936.
- Landolfi, Angela, and others (2018). Global marine N₂ fixation estimates: From observations to models. *Frontiers in Microbiology*, vol. 9, art. 2112.

- Landry, Michael R., and Albert Calbet (2004). Microzooplankton production in the oceans. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 61, No. 4, pp. 501–507.
- Le Quéré, Corinne, and others (2005). Ecosystem dynamics based on plankton functional types for global ocean biogeochemistry models. *Global Change Biology*, vol. 11, No. 11, pp. 2016–2040.
- Lefort, Thomas, and Josep M. Gasol (2013). Short-time scale coupling of picoplankton community structure and single-cell heterotrophic activity in winter in coastal NW Mediterranean Sea waters. *Journal of Plankton Research*, vol. 36, No. 1, pp. 243–258.
- Legendre, Louis, and Josée Michaud (1998). Flux of biogenic carbon in oceans: size-dependent regulation by pelagic food webs. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 164, pp. 1–11.
- Lelong, A. (2012). *Pseudo-nitzschia* (Bacillariophyceae) species, domoic acid and amnesic shellfish poisoning: revisiting previous paradigms. *Phycologia*, vol. 51 (2), pp. 168–216.
- Li, William K.W. (1994). Primary production of prochlorophytes, cyanobacteria, and eucaryotic ultra-phytoplankton: measurements from flow cytometric sorting. *Limnology and Oceanography*, vol. 39, No. 1, pp. 169–175.
- Li, William K.W., and others (2009). Smallest algae thrive as the Arctic Ocean freshens. *Science*, vol. 326, No. 5952, pp. 539–539.
- Lindeque, Penelope K., and others (2013). Next generation sequencing reveals the hidden diversity of zooplankton assemblages. *PloS One*, vol. 8, No. 11, e81327.
- Lindley, J.A., and S. D. Batten (2002). Long-term variability in the diversity of North Sea zooplankton. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 82, No. 1, pp. 31–40.
- Liquete, Camino, and others (2013). Current status and future prospects for the assessment of marine and coastal ecosystem services: a systematic review. *PloS One*, vol. 8, No. 7, e67737.
- Lischka, Silke, and others (2011). Impact of ocean acidification and elevated temperatures on early juveniles of the polar shelled pteropod *Limacina helicina*: mortality, shell degradation, and shell growth. *Biogeosciences (BG)*, vol. 8, pp. 919–932.
- Litchman, Elena, and others (2010). Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. In *Fifty Years after the "Homage to Santa Rosalia": Old and New Paradigms on Biodiversity in Aquatic Ecosystems*, pp. 15–28. Springer.
- Loeb, Valerie, and others (1997). Effects of sea-ice extent and krill or salp dominance on the Antarctic food web. *Nature*, vol. 387, pp. 897–900.
- Loeb, V.J., and J.A. Santora (2012). Population dynamics of *Salpa thompsoni* near the Antarctic Peninsula: growth rates and interannual variations in reproductive activity (1993–2009). *Progress in Oceanography*, vol. 96, No. 1, pp. 93–107.
- Luo, Haiwei, and Mary Ann Moran (2014). Evolutionary ecology of the marine Roseobacter clade. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, vol. 78, No. 4, pp. 573–587.
- Mackas, D.L., and others (2012). Changing zooplankton seasonality in a changing ocean: Comparing time series of zooplankton phenology. *Progress in Oceanography*, vol. 97, pp. 31–62.
- Madin, L.P., and G.R. Harbison (1977). The associations of Amphipoda Hyperiidea with gelatinous zooplankton—I. Associations with Salpidae. *Deep Sea Research*, vol. 24, No. 5, pp. 449–463.
- Madin, L.P., and G.R. Harbison (2001). Gelatinous zooplankton. *1st Edition of Encyclopedia of Ocean Sciences*, vol. 2, pp. 1120–1130.
- Malone, T. C. (1980). Algal size. *The Physiological Ecology of Phytoplankton*.
- Mangel, Marc, and Stephen Nicol (2000). Krill and the unity of biology. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 57, (S3), pp. 1–5.
- Marañón, Emilio, and others (2001). Patterns of phytoplankton size structure and productivity in contrasting open-ocean environments. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 216, pp. 43–56.
- Marañón, Emilio, and others (2012). Temperature, resources, and phytoplankton size structure in the ocean. *Limnology and Oceanography*, vol. 57, No. 5, pp. 1266–1278.

- Marañón, Emilio, and others (2015). Resource supply alone explains the variability of marine phytoplankton size structure. *Limnology and Oceanography*, vol. 60, No. 5, pp. 1848–1854.
- Massana, Ramon, and Klaus Jürgens (2003). Composition and population dynamics of planktonic bacteria and bacterivorous flagellates in seawater chemostat cultures. *Aquatic Microbial Ecology*, vol. 32, No. 1, pp. 11–22.
- Miron, Gilles, and others (1995). Use of larval supply in benthic ecology: testing correlations between larval supply and larval settlement. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 124, pp. 301–305.
- Mitra, Aditee, and others (2016). Defining planktonic protist functional groups on mechanisms for energy and nutrient acquisition: incorporation of diverse mixotrophic strategies. *Protist*, vol. 167, No. 2, pp. 106–120.
- Moline, Mark A., and others (2004). Alteration of the food web along the Antarctic Peninsula in response to a regional warming trend. *Global Change Biology*, vol. 10, No. 12, pp. 1973–1980.
- Möllmann, Christian, and others (2003). The marine copepod, *Pseudocalanus elongatus*, as a mediator between climate variability and fisheries in the Central Baltic Sea. *Fisheries Oceanography*, vol. 12, Nos. 4–5, pp. 360–368.
- Monteiro, Fanny Meline, and others (2010). Distribution of diverse nitrogen fixers in the global ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 24, No. 3.
- Montes-Hugo, Martin, and others (2009). Recent changes in phytoplankton communities associated with rapid regional climate change along the western Antarctic Peninsula. *Science*, vol. 323, No. 5920, pp. 1470–1473.
- Moore, J. Keith, and others (2018). Sustained climate warming drives declining marine biological productivity. *Science*, vol. 359, No. 6380, pp. 1139–1143.
- Morán, Xosé Anxelu, and others (2010). Increasing importance of small phytoplankton in a Warmer Ocean. *Global Change Biology*, vol. 16, No. 3, pp. 1137–1144. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01960.x>.
- Mousing, Erik Askov, Katherine Richardson, and Marianne Ellegaard (2018). Global patterns in phytoplankton biomass and community size structure in relation to macronutrients in the open ocean. *Limnology and Oceanography*, vol. 63, No. 3, pp. 1298–1312.
- Mueter, Franz J., and others (2009). Ecosystem responses to recent oceanographic variability in high-latitude Northern Hemisphere ecosystems. *Progress in Oceanography*, vol. 81, Nos. 1–4, pp. 93–110.
- Müren, U., and others (2005). Potential effects of elevated sea-water temperature on pelagic food webs. *Hydrobiologia*, vol. 545, No. 1, pp. 153–166.
- Negrete-García, Gabriela, and others (2019). Sudden emergence of a shallow aragonite saturation horizon in the Southern Ocean. *Nature Climate Change*, vol. 9, pp. 313–317.
- Nissen, Cara, and others (2018). Factors controlling coccolithophore biogeography in the Southern Ocean. *Biogeosciences*, vol. 15, No. 22, pp. 6997–7024.
- Not, Fabrice, and others (2007). Diversity and ecology of eukaryotic marine phytoplankton. In *Advances in Botanical Research*, vol. 64: pp. 1–53. Elsevier.
- Paez-Espino, David, and others (2019). IMG/VR v. 2.0: an integrated data management and analysis system for cultivated and environmental viral genomes. *Nucleic Acids Research*, vol. 47, No. D 1, pp. D678–D686.
- Palumbi, Stephen R., and others (2009). Managing for ocean biodiversity to sustain marine ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, No. 4, pp. 204–211.
- Pierce, Richard W., and Jefferson T. Turner (1992). Ecology of planktonic ciliates in marine food webs. *Reviews in Aquatic Sciences*, vol. 6, No. 2, pp. 139–181.
- Pineda, Jesús, and others (2010). Causes of decoupling between larval supply and settlement and consequences for understanding recruitment and population connectivity. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 392, Nos. 1–2, pp. 9–21.
- Pitt, Kylie Anne, and others (2018). Claims that anthropogenic stressors facilitate jellyfish blooms have been amplified beyond the available evidence: a systematic review. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 451.

- Poloczanska, Elvira S., and others (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, vol. 3, pp. 919–925.
- Polovina, Jeffrey J., and others (2011). Projected expansion of the subtropical biome and contraction of the temperate and equatorial upwelling biomes in the North Pacific under global warming. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, No. 6, pp. 986–995.
- Polovina, Jeffrey J., and others (2008). Ocean's least productive waters are expanding. *Geophysical Research Letters*, vol. 35, No. 3.
- Polovina, Jeffrey J., and Phoebe A. Woodworth (2012). Declines in phytoplankton cell size in the subtropical oceans estimated from satellite remotely-sensed temperature and chlorophyll, 1998–2007. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 77, pp. 82–88.
- Pomeroy, Lawrence R., and others (2007). The microbial loop. *Oceanography*, vol. 20, No. 2, pp. 28–33.
- Purcell, Jennifer E., and others (2007). Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 350, pp. 153–174.
- Raitsos, Dionysios E., and others (2014). From silk to satellite: half a century of ocean colour anomalies in the Northeast Atlantic. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 7, pp. 2117–2123.
- Rasmussen, Astrid Fuglseth (2018). Changes in the abundance, species composition and distribution of the Barents Sea euphausiids (krill): with focus on the expansion and reproduction of *Meganyctiphanes norvegica*. Master's Thesis, Norwegian University of Life Sciences, Aas.
- Read, Betsy A., and others (2013). Pan genome of the phytoplankton *Emiliania* underpins its global distribution. *Nature*, vol. 499, pp. 209–213.
- Rivero-Calle, Sara, and others (2015). Multidecadal increase in North Atlantic coccolithophores and the potential role of rising CO₂. *Science*, vol. 350, No. 6267, pp. 1533–1537.
- Rohwer, Forest, and Rebecca Vega Thurber (2009). Viruses manipulate the marine environment. *Nature*, vol. 459, pp. 207–212.
- Rombouts, Isabelle, and others (2009). Global latitudinal variations in marine copepod diversity and environmental factors. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 276, No. 1670, pp. 3053–3062.
- Rousseaux, Cecile S., and Watson W. Gregg (2015). Recent decadal trends in global phytoplankton composition. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 29, No. 10, pp. 1674–1688.
- Salazar, Guillem, and Shinichi Sunagawa (2017). Marine microbial diversity. *Current Biology*, vol. 27, No. 11, pp. R489–R494.
- Santoro, Alyson E., and others (2019). Planktonic marine archaea. *Annual Review of Marine Science*, vol. 11, pp. 131–158.
- Sarmiento, Jorge Louis, and others (2002). A new estimate of the CaCO₃ to organic carbon export ratio. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 16, No. 4, pp. 54-1–54-12.
- Schiebel, Ralf, and Christoph Hemleben (2005). Modern planktic foraminifera. *Paläontologische Zeitschrift*, vol. 79, No. 1, pp. 135–148.
- Schlüter, Lothar, and others (2014). Adaptation of a globally important coccolithophore to ocean warming and acidification. *Nature Climate Change*, vol. 4, pp. 1024–1030.
- Schoemann, Véronique, and others (2005). *Phaeocystis* blooms in the global ocean and their controlling mechanisms: a review. *Journal of Sea Research*, vol. 53, Nos. 1–2, pp. 43–66.
- Sherr, Evelyn B., and Barry F. Sherr (2007). Heterotrophic dinoflagellates: a significant component of microzooplankton biomass and major grazers of diatoms in the sea. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 352, pp. 187–197.
- Sherr, Evelyn B., and others (2009). Microzooplankton grazing impact in the Western Arctic Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 56, No. 17, pp. 1264–1273.
- Sieburth, John McN., and others (1978). Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography*, vol. 23, No. 6, pp. 1256–1263.

- Sieradzki, Ella T., and others (2019). Dynamic marine viral infections and major contribution to photosynthetic processes shown by spatiotemporal picoplankton metatranscriptomes. *Nature Communications*, vol. 10, art. 1169.
- Signorini, Sergio R., and others (2015). Chlorophyll variability in the oligotrophic gyres: mechanisms, seasonality and trends. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 1.
- Silberberger, Marc J., and others (2016). Spatial and temporal structure of the meroplankton community in a sub-Arctic shelf system. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 555, pp. 79–93.
- Simmonds, Peter, and others (2017). Consensus statement: virus taxonomy in the age of metagenomics. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 15, pp. 161–168.
- Simon, Nathalie, and others (2009). Diversity and evolution of marine phytoplankton. *Comptes Rendus Biologies*, vol. 332, Nos.2–3, pp. 159–170.
- Slagstad, D., and others (2011). Evaluating primary and secondary production in an Arctic Ocean void of summer sea ice: an experimental simulation approach. *Progress in Oceanography*, vol. 90, Nos.1–4, pp. 117–131.
- Smith, Helen E.K., and others (2017). The influence of environmental variability on the biogeography of coccolithophores and diatoms in the Great Calcite Belt. *Biogeosciences*, vol. 14, pp. 4905–4925.
- Smyth, T.J., and others (2004). Time series of coccolithophore activity in the Barents Sea, from twenty years of satellite imagery. *Geophysical Research Letters*, vol. 31, No. 11.
- Sommer, Ulrich, and others (2002). Pelagic food web configurations at different levels of nutrient richness and their implications for the ratio fish production: primary production. In *Sustainable Increase of Marine Harvesting: Fundamental Mechanisms and New Concepts*, pp. 11–20. Springer.
- Sommer, Ulrich, and others (2016). Benefits, costs and taxonomic distribution of marine phytoplankton body size. *Journal of Plankton Research*, vol. 39, No. 3, pp. 494–508.
- Sommer, Ulrich, and others (2017). Do marine phytoplankton follow Bergmann's rule sensu lato? *Biological Reviews*, vol. 92, No. 2, pp. 1011–1026.
- Sournia, Alain, and others (1991). Marine phytoplankton: how many species in the world ocean? *Journal of Plankton Research*, vol. 13, No. 5, pp. 1093–1099.
- Sunagawa, Shinichi, and others (2015). Structure and function of the global ocean microbiome. *Science*, vol. 348, No. 6237, 1261359.
- Sundby, Svein, and others (2016). The North Atlantic spring-bloom system—Where the changing climate meets the winter dark. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 28.
- Suttle, Curtis A. (2007). Marine viruses—major players in the global ecosystem. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 5, pp. 801–812.
- Swalethorp, Rasmus, and others (2019). Microzooplankton distribution in the Amundsen Sea Polynya (Antarctica) during an extensive *Phaeocystis antarctica* bloom. *Progress in Oceanography*, vol. 170, pp. 1–10.
- Thackeray, Stephen J., and others (2010). Trophic level asynchrony in rates of phenological change for marine, freshwater and terrestrial environments. *Global Change Biology*, vol. 16, No. 12, pp. 3304–3313.
- Thor, Peter, and Sam Dupont (2015). Transgenerational effects alleviate severe fecundity loss during ocean acidification in a ubiquitous planktonic copepod. *Global Change Biology*, vol. 21, No. 6, pp. 2261–2271.
- Tim, N., and others. (2016). The importance of external climate forcing for the variability and trends of coastal upwelling in past and future climate. *Ocean Science*, vol. 12, pp. 807–823.
- Tréguer, Paul, and others (2018). Influence of diatom diversity on the ocean biological carbon pump. *Nature Geoscience*, vol. 11, pp. 27–37.
- Uitz, Julia, and others (2010). Phytoplankton class-specific primary production in the world's oceans: Seasonal and interannual variability from satellite observations. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 24, No. 3.

- United Nations (2017a). Chapter 34: Global patterns in marine biodiversity. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 501–524. <https://doi.org/10.1017/9781108186148.037>.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). Chapter 6: Primary production, cycling of nutrients, surface layer and plankton. In United Nations (ed.), *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 119–148. <https://doi.org/10.1017/9781108186148.009>.
- Valdés, Valentina, and others (2017). Scaling copepod grazing in a coastal upwelling system: the importance of community size structure for phytoplankton C flux. *Latin American Journal of Aquatic Research*, vol. 45, No. 1, pp. 41–54.
- Vallina, Sergio M., and others (2014). Global relationship between phytoplankton diversity and productivity in the ocean. *Nature Communications*, vol. 5, art. 4299.
- Vaulot, Daniel, and others (2008). The diversity of small eukaryotic phytoplankton ($\leq 3 \mu\text{m}$) in marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*, vol. 32, No. 5, pp. 795–820.
- Verity, Peter G., and Victor Smetacek (1996). Organism life cycles, predation, and the structure of marine pelagic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 130, pp. 277–293.
- Vinogradov, Mikhail Evgen'evich, and others (1996). Hyperiid amphipods (Amphipoda, Hyperiidea) of the world oceans.
- Vogt, Meike, and others (2012). Global marine plankton functional type biomass distributions: *Phaeocystis* spp. *Earth System Science Data*, vol. 4, No. 1, pp. 107–120.
- Ward, Ben A., and others (2012). A size-structured food-web model for the global ocean. *Limnology and Oceanography*, vol. 57, No. 6, pp. 1877–1891.
- Wasmund, Norbert, and others (2019). Extension of the growing season of phytoplankton in the western Baltic Sea in response to climate change. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 622, pp. 1–16.
- Wells, Mark L., and others (2015). Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. *Harmful Algae*, vol. 49, pp. 68–93.
- Westberry, T., and others (2008). Carbon-based primary productivity modeling with vertically resolved photoacclimation. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 22, No. 2.
- White, Angelique E., and others (2018). Temporal Variability of *Trichodesmium* spp. and Diatom-Diazotroph Assemblages in the North Pacific Subtropical Gyre. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 27.
- Wiebe, Peter H., and others (2010). Deep-sea sampling on CMarZ cruises in the Atlantic Ocean—An introduction. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 57, Nos. 24–26, pp. 2157–2166.
- Wietz, Matthias, and others (2010). Latitudinal patterns in the abundance of major marine bacterioplankton groups. *Aquatic Microbial Ecology*, vol. 61, No. 2, pp. 179–189.
- Winter, Amos, and others (2014). Poleward expansion of the coccolithophore *Emiliana huxleyi*. *Journal of Plankton Research*, vol. 36, No. 2, pp. 316–325.
- Wood, Sylvia L.R., and others (2018). Distilling the role of ecosystem services in the Sustainable Development Goals. *Ecosystem Services*, vol. 29, pp. 70–82.
- Worden, Alexandra Z., and Fabrice Not (2008). Ecology and diversity of picoeukaryotes. *Microbial Ecology of the Oceans*, vol. 2, pp. 159–205.
- Worm, Boris, and others (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, vol. 314, No. 5800, pp. 787–790.
- Yooseph, Shibu, and others (2010). Genomic and functional adaptation in surface ocean planktonic prokaryotes. *Nature*, vol. 468, pp. 60–66.

Chapitre 6B

Invertébrés

marins

Contributeurices et contributeurs : Lis Lindal Jørgensen (organisatrice de l'équipe de rédaction), Christos Arvanitidis, Silvana N.R. Birchenough, Malcolm R. Clark, Igor Cristino Silva Cruz, Marina Cunha, Alan Deidun, Judith Gobin, Maruf Hossain, Ana C.M. de Jesus, Carmen Mifsud, Khac Bat Nguyen, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre), Rachel Przeslawski, Jake Rice, Lennert Schepers, Paul Snelgrove, Natalia Strelkova et Leen Vandepitte.

Principales observations

- En 2019, 153 434 espèces d'invertébrés benthiques marins avaient été recensées dans le monde.
- Depuis 2012, les chercheurs ont recensé 10 777 nouvelles espèces d'invertébrés benthiques marins. En parallèle, la biodiversité évolue à l'échelle mondiale à un rythme sans précédent dans l'histoire de l'humanité, menaçant potentiellement certaines espèces d'extinction avant même qu'elles ne soient recensées.
- Les grands fonds marins couvrent 43 % de la surface de la Terre et, selon une estimation, 95 % des espèces d'invertébrés marins ne seraient pas encore recensées.
- Les principales pressions exercées sur les invertébrés marins comprennent l'augmentation de la température, l'acidification des océans, les impacts physiques sur les fonds marins, l'extraction de ressources vivantes et non vivantes, l'utilisation des côtes, les espèces envahissantes et la pollution.
- De vastes régions du globe, y compris des zones situées au-delà de la juridiction nationale, ne sont toujours pas dotées de systèmes de surveillance et de protection écosystémiques efficaces et adéquats sur le long terme pour les invertébrés marins.
- Malgré de récentes recherches sur un grand nombre de processus, fonctions, biens et services écosystémiques importants, d'énormes lacunes subsistent dans la compréhension de l'impact de la diminution de la biodiversité des invertébrés benthiques sur le bien-être humain et la dynamique écosystémique.

1. Introduction

Le présent sous-chapitre se concentre sur les crevettes, les vers, les gastéropodes, les bivalves et autres invertébrés benthiques vivant sur ou dans les fonds marins. Ces invertébrés sont d'importantes sources alimentaires pour les poissons, les mammifères marins, les oiseaux de mer et les êtres humains. Il traite également des espèces d'invertébrés ciblées par certaines pêches commerciales. Ces espèces constituent la base d'écosystèmes parmi les plus productifs de la planète (par exemple, les estuaires et les récifs coralliens), rivalisant avec les forêts tropicales (Valiela, 1995) et créant des habitats d'une superficie supérieure à celle de tous les autres habitats réunis (Snelgrove et al., 1997). Les changements d'utilisation des océans, l'exploitation d'organismes, les changements climatiques,

la pollution et les espèces envahissantes engendrent des modifications globales de la nature à des rythmes sans précédent dans l'histoire de l'humanité. Pendant longtemps, les biotes côtiers ont subi des pressions et des impacts plus importants que ceux des grands fonds marins, mais le tarissement des ressources marines côtières et les nouvelles technologies créent un contexte de capacité et d'incitation à pêcher, à exploiter et à forer dans des régions océaniques parmi les plus profondes (McCauley et al., 2015). Souvent, les altérations de la biodiversité affaiblissent les économies, les moyens de subsistance, la sécurité alimentaire, la santé et la qualité de vie à travers le monde [Plateforme intergouvernementale science-politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES), 2019].

2. Synthèse de situation telle qu'elle ressort de la première Évaluation mondiale de l'océan

La première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017b) a recensé les principaux facteurs et modèles de biodiversité des

invertébrés marins, aux échelles régionale et globale. Les interactions complexes entre les facteurs, ainsi que leurs impacts individuels et

collectifs sur la biodiversité marine à diverses échelles d'organisation et d'observation biologiques, font qu'il est difficile aujourd'hui de prévoir avec certitude la diversité régionale. Les modèles côtiers et océaniques diffèrent à l'échelle mondiale. La richesse des espèces benthiques côtières atteint généralement son niveau maximum près de l'équateur et diminue vers les pôles, contrairement aux espèces océaniques, dont la diversité est maximale à des latitudes moyennes. Cependant, les forts gradients longitudinaux compliquent les configurations côtières, avec des points chauds de biodiversité de nombreuses espèces limités dans des zones telles que l'Indo-Pacifique tropical et les Caraïbes.

Les zones à faible teneur en oxygène, l'instabilité des fonds, les variations chimiques des océans, et les variables en matière d'habitat et d'activités maritimes compliquent la prévision de la répartition de la diversité des invertébrés marins dans l'espace et le temps. Les multiples facteurs de changement, qui agissent souvent conjointement, rendent toute distinction entre les changements naturels et les pressions exercées par l'homme extrêmement difficile. Les régions névralgiques de la biodiversité attirent et favorisent souvent les activités extractives humaines, établissant un lien direct entre la biodiversité des océans et les services écosystémiques. En outre, ces régions névralgiques contribuent souvent à des fonctions écosystémiques importantes, telles que le recyclage des nutriments, le soutien du réseau trophique et la création d'habitats, qui participent à leur tour à des services écosystémiques profitant directement aux humains.

3. Description des changements environnementaux (de 2010 à 2020)

3.1. Biodiversité des invertébrés marins

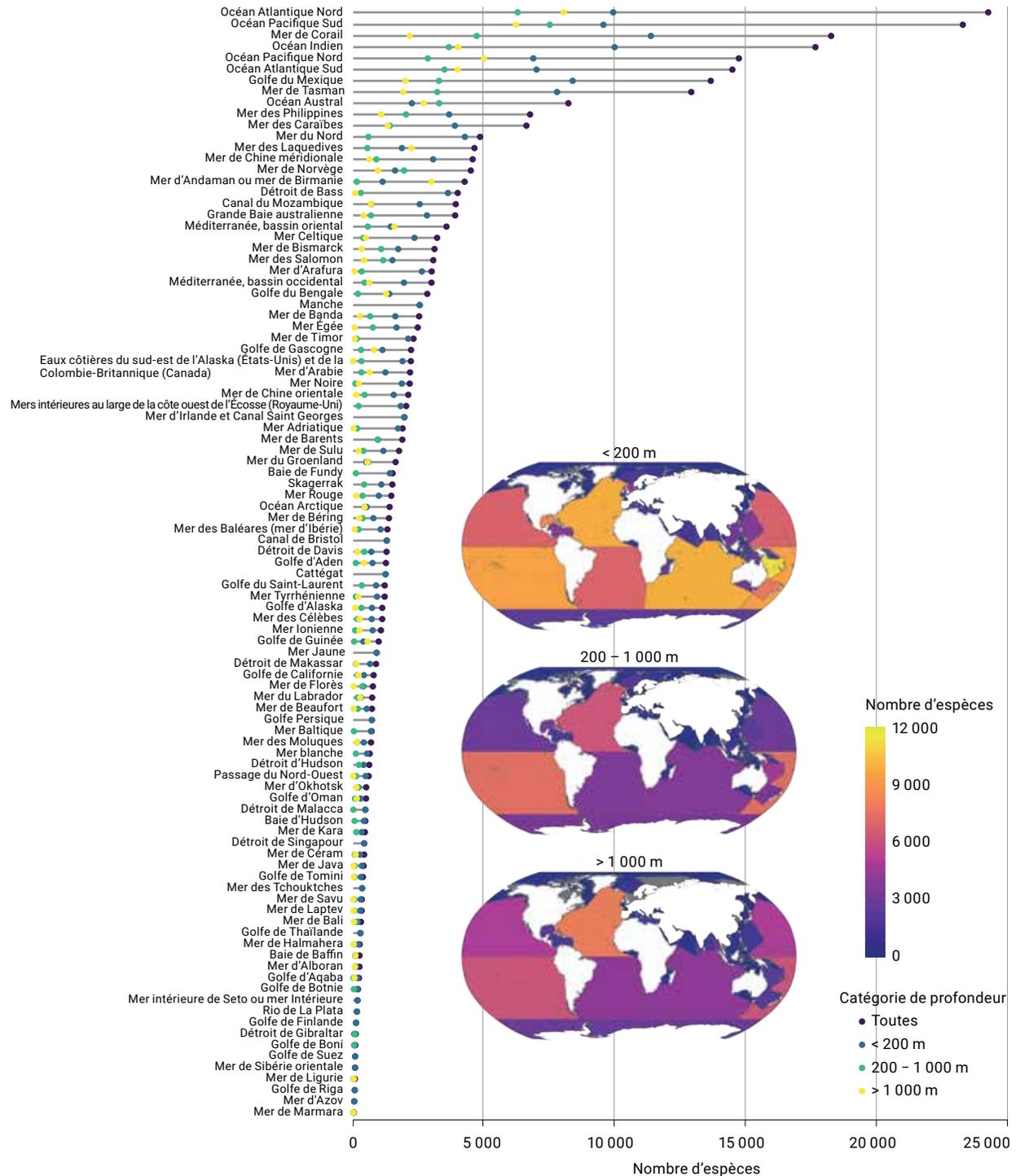
Les comptes rendus du Registre mondial des espèces marines (WoRMS) (Vandepitte et al., 2018; Comité de rédaction du WoRMS, 2019) indiquent que 10 777 nouvelles descriptions d'espèces d'invertébrés benthiques marins ont été validées entre 2012 et 2019, ce qui porte le nombre total de ces espèces recensées dans le monde à 153 434. La plupart des invertébrés benthiques marins recensés font partie des mollusques (31 %), suivis des arthropodes (24 %).

Le Système d'informations sur la biodiversité des océans (OBIS) contient des informations sur la répartition de 124 372 espèces marines, pour un total de 56,4 millions d'enregistrements de répartition. Le WoRMS répertorie actuellement 80 132 espèces d'invertébrés benthiques marins, pour un total de 8,1 millions d'enregistrements de répartition.

Selon les données disponibles dans l'OBIS et le WoRMS en 2019 (voir figure ci-après), l'océan Atlantique Nord, bien échantillonné, contient le plus grand nombre d'espèces d'invertébrés benthiques marins enregistrées (24 214), suivi par l'océan Pacifique Sud, comparativement sous-échantillonné (23 245), y compris la mer de Corail (18 224), dans laquelle de nombreuses espèces restent certainement à découvrir.

Une étude basée sur les zones bathymétriques (voir figure ci-après) révèle que la mer de Corail contient le plus grand nombre d'espèces enregistrées à des profondeurs inférieures à 200 m (11 353). Viennent ensuite l'océan Indien (9 971), l'océan Atlantique Nord (9 915) et l'océan Pacifique Sud (7 498). Dans certains cas (par exemple, la mer de Béring, l'océan Arctique et la mer de Norvège), la diversité benthique diffère à des latitudes similaires.

Nombre total d'espèces d'invertébrés marins benthiques enregistrées, classées en trois catégories de profondeur (< 200 m, de 200 à 1 000 m et > 1 000 m)



Source : OBIS (2019) pour les occurrences d'espèces; WoRMS pour les informations sur les groupes d'espèces; EMODnet (2016), GEBCO (2015) ainsi que Provoost et Bosch (2018) pour les données bathymétriques; et adapté de Marineregions.org [Claus et al., 2014; Flanders Marine Institute (2018)] pour les zones maritimes.

En dessous de 1 000 m, l'océan Atlantique Nord, qui est mieux échantillonné que les autres bassins, contient le plus grand nombre d'espèces (8 027)¹.

3.2. Évaluation et état de conservation de la biodiversité des invertébrés marins

À l'échelle mondiale, de multiples pressions et facteurs affectent simultanément les invertébrés benthiques marins (voir tableau). Bien que ces impacts aient fait l'objet de nombreuses études à travers le monde, la section ci-après et le tableau ne reprennent que quelques études récentes ciblées ou des études de séries chronologiques précieuses témoignant d'une connaissance accrue depuis la première Évaluation.

3.2.1. Réchauffement climatique

Des données probantes solides attestent d'un réchauffement ininterrompu de l'océan mondial depuis 1970, qui a absorbé plus de 90 % de la chaleur excédentaire du système climatique. Depuis 1993, la vitesse du réchauffement des océans aurait au minimum doublé [Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2019]. Les répercussions sur le benthos marin sont particulièrement profondes dans les régions polaires et subpolaires. La réduction de la glace de mer dans l'Arctique facilitera l'accès des navires à la région, ce qui pourrait accroître la pression anthropique locale sur les communautés benthiques, en particulier dans les ports.

Conclusions récentes

- En Arctique², dans la mer de Barents (Jørgensen et al., 2019) et dans d'autres mers au nord de l'Eurasie, de l'Extrême-Orient ou dans le Pacifique Nord

(Lobanov et al., 2014), le réchauffement des eaux entraîne un déplacement des invertébrés marins vers le nord (voir tableau). La biomasse d'invertébrés a diminué dans certaines zones des mers d'Alaska (voir tableau) (Grebmeier et al., 2015), avec des répercussions sur les niveaux trophiques supérieurs (Grebmeier, 2012). Les aînés autochtones attribuent ce changement à la diminution de la couverture de glace de mer, aux mouvements des bancs de sable et aux modifications des courants océaniques (Metcalf et Behe, dans Jørgensen et al., 2017).

- Dans l'Atlantique Nord, le réchauffement climatique a permis l'arrivée d'espèces d'eau chaude dans les zones côtières du Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord (voir tableau) sous l'influence du Gulf Stream (Birchenough et al., 2015).
- Dans le Pacifique, les vagues de chaleur marines ont entraîné un grave blanchissement et une mortalité massive des coraux autour de l'Australie (Le Nohaïc et al., 2017; Hughes et al., 2018; Stuart-Smith et al., 2018), de la côte d'Amérique centrale (Cruz et al., 2018) et de la mer de Chine méridionale (voir tableau).

Certains chercheurs prévoient une augmentation de la fréquence et de la gravité des vagues de chaleur marines (Frölicher et Laufkötter, 2018) dans les prochaines décennies, quand bien même les objectifs de réduction des émissions fixés dans le cadre de l'Accord de Paris³ seraient atteints. Ce réchauffement pourrait éliminer des habitats biogènes importants dans les régions côtières des mers tempérées et des mers arctiques du monde entier (Krumhansl et al., 2016). Il pourrait également affecter les écosystèmes récifaux situés dans des eaux mal surveillées et entraîner des dégâts indéterminés (Genevier et al., 2019).

¹ On ne dispose pas d'informations de répartition pour toutes les espèces recensées dans le Registre mondial des espèces marines (WoRMS). L'OBIS reçoit en permanence des données de nombreux fournisseurs et indique les zones océaniques précises d'enregistrement d'espèces marines. Le WoRMS recueille actuellement des documents sur les caractéristiques benthiques. Par conséquent, sur les 11 000 espèces d'invertébrés de l'OBIS, certaines n'ont pas encore été catégorisées dans un groupe fonctionnel, et la vue d'ensemble ne tient donc pas compte de ces espèces d'invertébrés benthiques marins.

² Voir www.arcticbiodiversity.is/index.php/findings/benthos.

³ Voir FCCC/CP/2015/10/Add.1, Décision 1/CP. 21, Annexe.

Sélection d'études de cas nationales et facteurs et pressions naturels et anthropiques connexes

	Océan Arctique			Océan Atlantique Nord						Océan Atlantique Sud	Océan Indien	Océan Pacifique Nord		Océan Pacifique Sud		Frontière entre l'océan Indien et l'océan Pacifique Sud			
	Norvège et Fédération de Russie, mer de Barents	Fédération de Russie, mers arctiques	États-Unis, Arctique	Canada, nord-est	Groenland, ouest et sud-est	Royaume-Uni, mer du Nord	Portugal, sud-ouest	Grèce, baies et golfes	Malte, côte	Trinité-et-Tobago	Brazil, côte et baies	Bangladesh, côte	Australie, ouest	Viet Nam, côte	Mer de Chine méridionale	Fédération de Russie, mers orientales	Australie, nord-est	Nouvelle-Zélande, est	Australie, sud
Réchauffement climatique	X	X	X	X	X	X								X	X				X
Phénomènes climatiques (par ex., El Niño)												X	X				X		
Sédimentation							X		X	X	X	X							
Tempêtes et action de la houle									X		X	X					X		
Pêche au chalut de fond	X	X		X	X	X	X	X			X		X	X	X		X		X
Surexploitation des invertébrés										X									
Propagation de nouvelles espèces	X	X	X	X			X		X	X									
Apparition de nouvelles espèces									X								X		X
Pollution							X			X	X		X	X					
Eutrophisation (due à l'agriculture, à l'aquaculture et aux eaux usées)							X			X				X					
Exploitation et extraction du pétrole et du gaz				X		X			X	X				X					X
Parcs d'éoliennes au large						X													
Activités de démolition de navires de grandes dimensions											X								
Mouillage							X	X		X									
Développement des infrastructures côtières							X	X		X				X					
Tourisme							X	X		X	X								

3.2.2. Pêche au chalut de fond

La pêche au chalut de fond est la source la plus répandue de perturbation physique anthropique des habitats des fonds marins mondiaux, et près d'un quart des débarquements mondiaux de produits de la mer ont été capturés par les chaluts de fond entre 2011 et 2013 (Hiddink et al., 2017). Les engins de chalutage prélèvent de 6 % à 41 % de la biomasse faunique par passage et les durées de rétablissement médianes sont de 1,9 à 6,4 ans (hors haute mer), en fonction de la pêche et du contexte environnemental (ibid.). Les études d'impact du chalutage montrent que les diminutions de l'abondance relative de la faune à longue durée de vie (> 10 ans) dans les zones chalutées sont plus importantes que celles de la faune à courte durée de vie (de 1 à 3 ans) (Hiddink et al., 2019).

Conclusions récentes

- Le chalutage de fond modifie les communautés benthiques autochtones. Ses impacts entraînent « certaines modifications » en mer du Nord. Des études menées ailleurs dans l'Atlantique Nord et au-delà font état de changements similaires dans les communautés benthiques, résultant du dragage de granulats (Cooper et al., 2017) et du chalutage expérimental (Kenchington et al., 2006). Elles signalent également des perturbations liées à « l'une des plus grandes empreintes par unité de biomasse débarquée » dans le sud-ouest du Portugal (Ramalho et al., 2018) et un impact négatif sur la composition macro-épibenthique dans le sud du Groenland (Yesson et al., 2016).
- Sur les monts sous-marins bathyaux du Pacifique Sud, à l'est de la Nouvelle-Zélande, il faudra probablement plusieurs décennies pour que les communautés de corail se rétablissent de l'utilisation d'engins de chalutage lourds (Clark et al., 2019).
- Dans le Pacifique Nord, on rapporte des répercussions négatives du chalutage de fond sur la composition macro-épibenthique

dans la mer de Chine orientale (Wang et al., 2018).

- Les engins de pêche rejetés ou perdus ont des impacts importants sur les ensembles coralliens d'eau froide (Deidun et al., 2015) à des centaines de mètres de profondeur.
- Les captures de la pêche aux invertébrés (voir aussi chap. 15) ont connu une rapide augmentation à l'échelle mondiale pour atteindre plus de 10 millions de tonnes par an. Elles contribuent de manière significative à l'approvisionnement mondial en produits de la mer, à l'exportation, au commerce, ainsi qu'aux moyens de subsistance locaux. En moyenne, il est possible de réaliser 90 % des prises d'invertébrés à un taux de tarissement de 25 %, ce qui nécessite moins d'efforts de pêche et augmente donc les profits, tout en réduisant fortement les impacts sur les autres groupes trophiques (Eddy et al., 2017).
- Les récoltes de pétoncles (*Chlamys islandica*) dans l'Arctique (mer de Barents) (Nosova et al., 2018), et de concombres de mer, coquilles Saint-Jacques et crabes dans les mers orientales de la Fédération de Russie (Lysenko et al., 2015) modifient les habitats biogènes.

3.2.3. Espèces envahissantes

Les espèces envahissantes (voir aussi chap. 22 et International Association for Open Knowledge on Invasive Alien Species)⁴ exercent parfois une pression majeure sur le benthos autochtone.

Conclusions récentes

- Selon des études sur l'extension de l'aire de répartition du crabe des neiges (*Chionoecetes opilio*) dans l'Arctique, cette espèce prédatrice et commerciale prélève chaque année près de 30 000 tonnes de macrobenthos dans l'est de la mer de Barents (voir tableau) (Zakharov et al., 2018).
- Dans l'Atlantique Nord, l'envahissant crabe vert (*Carcinus maenas*) a eu un impact

⁴ www.invasivesnet.org/news.

sur les herbiers marins et les invertébrés des fonds marins dans certaines zones côtières canadiennes⁵ (voir tableau) (Garbary et al., 2014; Matheson et al., 2016). La sargasse, une algue très envahissante, (voir aussi chap. 6G) couvre désormais les plages et les habitats côtiers de Trinité-et-Tobago et d'autres îles des Caraïbes (Gobin, 2016). Les vastes bancs de sargasses peuvent modifier l'abondance de nombreux invertébrés marins autochtones et fournir un habitat propice à des espèces qui n'étaient pas présentes auparavant dans la communauté benthique locale.

- En Méditerranée, plus de 500 espèces d'invertébrés marins allogènes ont été recensées (Tsiamis et al., 2019), dont un grand nombre d'espèces invasives qui se sont établies, au moins localement, sur de nombreux sites.
- L'apparition d'oursins *Centrostephanus rodgersii* dégrade les forêts de varech au large des côtes de la Tasmanie, en Australie (Ling et Keane, 2018).
- Dans l'Atlantique Sud, les espèces envahissantes sont souvent prédominantes dans certains récifs côtiers brésiliens (Creed et al., 2016; Mantelatto et al., 2018) (voir tableau).

3.2.4. Conséquences de la pollution sur les communautés des fonds marins

Les conséquences de la pollution sur les communautés des fonds marins ont été bien documentées dans la première Évaluation mondiale de l'océan et par l'IPBES (IPBES, 2019). Pour évaluer l'état environnemental et la résilience des invertébrés benthiques, il faut étudier leur comportement, leur dynamique et leurs multiples interactions avec l'environnement (Neves et al., 2013; Pessoa et al., 2019).

Conclusions récentes

- Le ruissellement agricole et le rejet des déchets municipaux dans l'océan apportent des nutriments favorisant les efflorescences algales. Celles-ci finissent

par couler au fond, créant des conditions hypoxiques et acides qui réduisent généralement la diversité des espèces benthiques. Depuis la première Évaluation, d'autres efflorescences algales ont été signalées par les chercheurs dans l'océan Indien, le long de la côte du Bangladesh (Kibria et al., 2016; Mallick et al., 2016; Molla et al., 2015), et dans l'Atlantique Sud, le long de la côte du Brésil (Cruz et al., 2018) (voir tableau).

- Dans l'Atlantique Nord, l'écoulement (sédimentation) de l'Orénoque (Trinité-et-Tobago) (voir tableau) augmente la contamination et la mortalité potentielles des communautés d'invertébrés benthiques (Gobin, 2016), tandis qu'un rejet métallifère a provoqué un déclin pluriannuel de l'état écologique des communautés benthiques le long de la côte grecque (Simboura et al., 2014) (voir tableau).

3.2.5. Tempêtes et action de la houle

Les cyclones et les tsunamis comptent parmi les variables les plus critiques du développement de la richesse biologique et de la structure des communautés benthiques marines. Ils mettent à rude épreuve la résilience et la stabilité de ces dernières (Betti et al., 2020). La fréquence et l'intensité des ouragans ont augmenté au cours des dernières décennies le long de l'Atlantique tropical, et sont étroitement liées aux influences des changements climatiques (voir les références dans Hernandez-Delgado et al., 2020)

3.2.6. Extraction de ressources minérales des grands fonds marins

L'exploitation des minéraux des grands fonds marins (voir aussi chap. 18) représente une nouvelle industrie potentielle, qui peut favoriser l'expansion de l'économie « verte » grâce à une nouvelle technologie de batteries pour les véhicules électriques, aux éoliennes et à l'amélioration des télécommunications et des technologies informatiques (Hein et al., 2013). Bien qu'aucune exploitation minière ne soit actuellement menée en haute mer, l'Autorité internationale des fonds marins

⁵ Disponible à l'adresse www.dfo-mpo.gc.ca/species-especes/ais-eae/about-sur/index-eng.html.

gère 30 permis d'exploration (couvrant une superficie de 1,5 million de km²) dans l'océan Pacifique et l'océan Indien et le long de la dorsale médio-atlantique. Au cours d'opérations minières, l'élimination physique directe de la faune des fonds marins, les effets secondaires des panaches de sédiments ou la libération d'écotoxines peuvent affecter les environnements benthiques. Une évaluation minutieuse devra donc être menée (Miller et al., 2018). Le manque de connaissances sur la biodiversité des grands fonds marins nuit gravement à l'instauration d'un environnement durable (Glover et al., 2018).

3.2.7. Activités récréatives humaines, développement des infrastructures côtières, mouillage et soutage des navires

Les activités récréatives humaines, le développement des infrastructures côtières ainsi que le mouillage et le soutage des navires ont toujours un impact sur les habitats vulnérables et les assemblages d'invertébrés qui y sont associés, comme l'indiquent la première Évaluation et des données supplémentaires provenant des environs de Malte (voir tableau) en Méditerranée (García-March et al., 2007; Mifsud et al., 2006). En outre, les activités de démolition de navires sur la côte bangladaise (voir tableau) du golfe du Bengale, ont réduit la diversité des espèces benthiques (Hossain, 2010).

3.2.8. Criminalité

Une exploitation criminelle des espèces marines s'opère à l'échelle mondiale, comme l'illustre la contrebande d'ormeaux en provenance d'Afrique du Sud à laquelle se livrent des groupes criminels. Une solution consisterait à demander l'assistance des forces de l'ordre des pays hôtes (Warchol et Harrington, 2016).

3.2.9. Conséquences des changements de la biodiversité des invertébrés marins pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Les changements de la biodiversité ont des impacts directs et indirects sur le bien-être

humain (IPBES, 2019). Malheureusement, la surveillance à grande échelle et à long terme des grandes zones marines est insuffisante, même si certains pays de l'Arctique et de l'Atlantique Nord ont établi une surveillance à long terme des pêches d'invertébrés et des prises accidentelles des chaluts, dans le cadre des enquêtes scientifiques nationales d'évaluation des poissons existantes (Jørgensen et al., 2017).

Seules quelques publications traitent spécifiquement de la contribution des invertébrés benthiques marins au bien-être de l'être humain (par exemple, Officer et al., 1982; Snelgrove et al., 1997). Cependant, la première Évaluation et la présente publication expliquent le rôle des invertébrés benthiques pour les réseaux trophiques marins et les nombreuses espèces benthiques qui forment ou modifient l'habitat. Certaines questions majeures sont résumées ci-après.

- Dans le cadre d'un scénario de maintien du statu quo en matière d'émissions, l'Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture prévoit que la Grande Barrière de corail d'Australie, ainsi que d'autres récifs coralliens inscrits au patrimoine mondial, ne seront plus des écosystèmes de récifs coralliens fonctionnels d'ici 2100 (Heron et al., 2017).
- Les coraux, huîtres et autres récifs vivants (voir aussi chap. 7F) peuvent dissiper jusqu'à 97 % de l'énergie de la houle qui les touche, protégeant ainsi les structures et les vies humaines (Ferrario et al., 2014). Il s'agit là d'un facteur d'atténuation potentiellement important à mesure que le niveau de la mer s'élève. Selon les estimations, les barrières côtières artificielles, destinées à protéger les infrastructures côtières et les populations humaines contre l'élévation du niveau de la mer résultant des changements climatiques, coûteront des centaines de milliards de dollars d'ici les dernières décennies du XXI^e siècle (GIEC, 2019).
- Le risque accru pour la sécurité alimentaire qui résulte du déclin des produits de la mer disponibles varie considérablement à l'échelle locale et culturelle. Toutefois, la

récolte d'invertébrés benthiques, en particulier des espèces intertidales, contribue de manière significative à la culture et à la sécurité alimentaire de nombreuses populations autochtones côtières et communautés locales (IPBES, 2018a, b; GIEC, 2019).

- Les températures élevées de la surface de la mer ont contribué à l'extension de l'aire de répartition des espèces dans le monde entier, y compris dans les eaux du Pacifique Sud de la Tasmanie (Pecl et al., 2014), ce qui aura probablement des répercussions sur la pêche et éventuellement sur le tourisme dans la région, ainsi que sur les services écosystémiques.
- Les changements dans la répartition de nombreux invertébrés benthiques induits par le climat peuvent entraîner une augmentation, une diminution, voire l'extinction locale des espèces constituant des ressources alimentaires. Ils peuvent également mettre de nouvelles espèces de ce type à disposition des communautés côtières qui en dépendent (GIEC, 2019). Plusieurs études font état de changements dans l'aire de répartition des invertébrés sessiles vers les pôles à un rythme plus lent que celui des poissons. Cependant, elles considèrent également que les invertébrés benthiques sont plus susceptibles de réagir directement aux changements de température et de pH (GIEC, 2019). Les

espèces envahissantes, telles que le crabe des neiges, favorisent une augmentation de la pêche commerciale dans la mer de Barents, en Arctique (Jørgensen et al., 2019), tandis que le crabe *Portunus segnis*, un migrant lesseptique qui se répand en Méditerranée, se nourrit de poissons, de mollusques à coquille, de crustacés et de matières organiques, avec des conséquences importantes sur les processus trophiques des écosystèmes autochtones, en plus d'être un hôte pour une variété de parasites (Rabaoui et al., 2015). Dans les régions d'Afrique et d'Asie-Pacifique, les impacts des invertébrés benthiques envahissants augmentent le risque de ne pas répondre aux besoins de sécurité alimentaire (IPBES 2018b, c).

- En Méditerranée, le développement d'infrastructures (par exemple, la modification de l'habitat à des fins de navigation) a un impact direct sur des espèces protégées (par exemple, *Cladocora caespitosa*) et des espèces importantes sur le plan commercial, et diminue la valeur des services fournis par les écosystèmes marins.

Malgré certains progrès, il reste à combler l'énorme lacune en matière de connaissances sur les effets de la perte de biodiversité sur les communautés, les économies et le bien-être humains. La compréhension des causes sous-jacentes du changement nécessite de mener plusieurs études de séries chronologiques.

4. Réactions internationales et gouvernementales

Plusieurs initiatives en cours traduisent l'importance croissante accordée à la protection de la biodiversité marine, à l'intérieur comme à l'extérieur de la juridiction nationale. Ces initiatives comprennent des processus scientifiques tels que l'Évaluation mondiale de l'océan, et des processus juridiques comme la conférence intergouvernementale chargée d'élaborer un instrument international juridiquement contraignant se rapportant à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la diversité biologique marine des zones ne

relevant pas de la juridiction nationale. Elles incluent également des initiatives prises par des organisations intergouvernementales, comme l'Autorité internationale des fonds marins.

La résolution 61/105 sur la pêche durable adoptée le 8 décembre 2006 par l'Assemblée générale, dans laquelle celle-ci demandait que la pêche de fond cesse d'avoir un impact négatif sensible sur les écosystèmes marins vulnérables, a eu une influence déterminante sur la pêche marine. Les conseils d'experts de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) (FAO,

2009) ont aidé les États et les organisations régionales de gestion des pêches à repérer les écosystèmes marins vulnérables et à gérer les pêches conformément à la résolution.

Les mesures prises en accord avec la résolution 61/105 ont intensifié les efforts déployés par les organisations régionales de gestion des pêches pour gérer les impacts de la pêche sur la biodiversité. Des fermetures spatio-temporelles ciblées et des règles d'éloignement, déclenchées par des indicateurs de la présence d'écosystèmes marins vulnérables, sont désormais appliquées en association avec diverses approches de gestion spatiale des niveaux de capture cibles et limites ainsi qu'avec des réglementations relatives aux engins et aux efforts de pêche. L'objectif de ces efforts est de maintenir à des niveaux écologiques sûrs les impacts de la pêche sur les espèces cibles, les espèces capturées accidentellement, les habitats des fonds marins et les communautés écologiques (Garcia et al., 2014). La performance des organisations régionales de gestion des pêches dans l'exécution du mandat de protection des habitats et des espèces des fonds marins est variable dans le temps et selon les organisations (Gianni et al., 2016), mais les cadres sont considérés comme solides et des progrès sont réalisés (Bell et al., 2019).

4.1. Mesures gouvernementales récentes

- Certains pays de l'Arctique et de l'Atlantique Nord ont instauré un suivi à long terme, efficace en termes de temps et de coût, des prises accidentelles d'invertébrés issues du chalutage, dans le cadre des actuelles études scientifiques nationales d'évaluation des poissons ou des crevettes (Jørgensen et al., 2017).
- Dans le Pacifique Sud, les politiques du gouvernement néo-zélandais⁶ interdisent

le chalutage de fond et le dragage, afin de préserver l'environnement des eaux profondes dans les zones de fermeture abritant des monts sous-marins et les zones de protection benthique. On a constaté que ces interdictions avaient été bénéfiques pour les espèces benthiques dont la situation est préoccupante (Kelly et al., 2000).

- En 2019, le gouvernement norvégien a fermé 442 022 km² au chalutage de fond dans la mer de Barents, en Arctique (Jørgensen et al., 2020).
- Dans l'océan Pacifique Nord et la mer de Bohai, des mesures strictes de restauration écologique et de conservation des ressources halieutiques ont été introduites en 2018⁷.
- Malgré les règles et les réglementations visant à protéger l'écosystème marin contre les dangers et les activités destructrices, leur application reste infime dans la crique de l'océan Indien.
- En Méditerranée, l'état de conservation des éponges a récemment été évalué localement dans l'écorégion égéenne (Gerovasileiou et al., 2018).
- Les autorités compétentes des États membres de l'Union européenne mettent en œuvre la directive-cadre « Stratégie pour le milieu marin »⁸. Dans les zones concernées, entre autres descripteurs, l'intégrité des fonds marins doit être maintenue à un niveau permettant de préserver la structure et la fonction des écosystèmes et n'affectant pas les écosystèmes benthiques. Le deuxième cycle des plans de mise en œuvre de la directive⁹ renforce la protection des fonds marins contre les effets de la pêche en ce qu'ils ont d'important pour les invertébrés benthiques. Entre autres, cela comprend l'interdiction des engins mobiles de fond à des profondeurs inférieures à 50 m, afin de protéger les

⁶ Voir www.mpi.govt.nz/dmsdocument/7242-compliance-fact-sheet-7-benthic-protection-areas-and-seamount-closures.

⁷ Voir www.mee.gov.cn/xxgk/2018/xxgk/xxgk03/201812/t20181211_684232.html.

⁸ Disponible à l'adresse <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32008L0056>.

⁹ Voir https://mcc.jrc.ec.europa.eu/main/dev.py?N=24&O=202&titre_chap=D6%20Sea-floor%20integrity&titre_page=Implementation#2016331103713.

habitats vulnérables tels que les prairies sous-marines.

Autre grande initiative politique mondiale, l'objectif d'Aichi pour la biodiversité n° 11, qui s'inscrit dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique¹⁰, intéresse directement les invertébrés benthiques. Cet objectif vise à la mise en œuvre d'une solide stratégie de conservation, au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement (voir aussi Kenchington et al., 2019) et d'autres mesures de conservation effectives par zone, à des fins d'intégration dans l'ensemble du paysage marin (voir aussi chap. 26 et 27). L'objectif n° 11 comprend l'identification et la délimitation spatiale des zones de protection, et garantit des échelles correspondant aux besoins spatiaux et temporels des caractéristiques de la biodiversité.

Cette approche vise à obtenir des résultats positifs et durables à long terme en matière de conservation de la biodiversité, en particulier de la diversité des invertébrés des fonds marins et des fonctions et services écosystémiques connexes, ainsi que des valeurs culturelles, spirituelles, socioéconomiques et autres valeurs pertinentes au niveau local, le cas échéant.

Ces développements pourraient être particulièrement favorables à la biodiversité des invertébrés benthiques. En effet, comme le

montre le présent sous-chapitre, les habitats des fonds marins subissent les pressions et les impacts de nombreux secteurs et de leurs activités connexes et sont si diversifiés que l'efficacité de certains types de mesures de conservation varie considérablement en fonction des conditions environnementales spécifiques, de l'historique et des combinaisons de pressions humaines, y compris des changements climatiques.

D'une manière générale, l'augmentation de la couverture du réseau de zones marines protégées devrait réduire les pressions sur les invertébrés benthiques et faciliter le rétablissement des zones affectées. L'objectif d'Aichi pour la biodiversité n° 11 contribue à sensibiliser davantage au fait que les stratégies de conservation doivent aller au-delà de la protection de zones marines individuelles et isolées (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2011). Les réseaux de zones marines protégées sont des outils essentiels de conservation de la biodiversité, conçus pour améliorer la protection de la biodiversité marine en englobant des échelles spatiales qui traduisent plus fidèlement l'évolution de la répartition des espèces. L'objectif n° 11 encourage également la conservation au-delà des frontières en reconnaissant le rôle crucial de la gouvernance et des facteurs économiques, sociaux et écologiques, qui ensemble influent sur les résultats écologiques (Meehan et al., 2020).

5. Réalisation des objectifs de développement durable pertinents¹¹ et contribution à l'objectif d'Aichi pour la biodiversité n° 11

Les actuelles tendances négatives en matière de biodiversité et d'écosystèmes compromettent tout progrès vers la réalisation de l'objectif d'Aichi pour la biodiversité n° 11, qui prévoyait que, d'ici 2020, 10 % des zones côtières et marines, y compris les zones particulièrement importantes pour la biodiversité et les services fournis par les écosystèmes, seraient

conservées au moyen de réseaux écologiquement représentatifs et bien reliés d'aires protégées gérées efficacement et équitablement et d'autres mesures de conservation effectives par zone, et intégrées dans l'ensemble du paysage marin.

¹⁰ Voir www.cbd.int/sp/targets/rationale/target-11.

¹¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

6.1. Lacunes en matière de connaissances

- Les études sur l'effet des zones protégées restent limitées.
- Les examens ne répartissent pas les impacts (par exemple, les changements climatiques, l'exploitation des ressources et la pollution) sur la biodiversité marine par groupe d'espèces. Cela limite la compréhension de la valeur et de l'importance des invertébrés pour le bien-être humain.
- Les études de base sur la biodiversité (pour les écorégions ou les habitats qui sont des régions névralgiques de la biodiversité) font défaut pour la zone mésophotique, les grottes sous-marines et une grande partie des milliers de monts sous-marins à travers le monde.

6.2. Lacunes en matière de renforcement des capacités sur le terrain

- La protection à grande échelle des fonds marins, tant au niveau national qu'international, doit se poursuivre afin de maintenir la biodiversité benthique et d'éviter la disparition d'espèces avant même leur recensement.
- La priorité absolue est de dresser un inventaire des espèces dont la répartition géographique est restreinte, souvent en raison de besoins spécifiques en termes

d'habitat. Selon certains experts, même à raison d'une description annuelle de 100 espèces individuelles au cours de la prochaine décennie, on ne compterait que 1 000 espèces de plus avant le début de l'exploitation commerciale des grands fonds marins (Glover et al., 2018).

- Afin d'améliorer les connaissances sur la biodiversité et la compréhension des écosystèmes, les croisières nationales régulières d'évaluation du milieu marin devraient faire état des captures scientifiques ciblées et non ciblées.
- La gestion intégrée des océans devrait être érigée au rang de priorité afin de coordonner la conservation et la gestion pour l'ensemble des activités concernées.
- Les gestionnaires doivent élaborer et mettre en œuvre des mesures communes et bien définies pour identifier le déclin des habitats benthiques dans les eaux nationales et internationales et y faire face.
- Des études sont nécessaires pour déterminer les effets de la réduction ou de la perte du benthos sur les écosystèmes, en particulier dans le contexte des interactions du réseau alimentaire.
- Des études sont nécessaires pour déterminer l'effet d'une disparition des communautés benthiques exploitées sur l'approvisionnement en nourriture.
- Il est nécessaire d'évaluer l'impact cumulatif des facteurs et des pressions susceptibles d'avoir un effet combiné sur la biodiversité marine.

Références

- Betti, F., and others (2020). Effects of the 2018 exceptional storm on the *Paramuricea clavata* (Anthozoa, Octocorallia) population of the Portofino Promontory (Mediterranean Sea). *Regional Studies in Marine Science*, vol. 34, 101037.
- Birchenough, Silvana N.R., and others (2015). Climate change and marine benthos: a review of existing research and future directions in the North Atlantic. In *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, eds. Henning Reiss and others, vol. 6, No. 2, pp. 203–223.

- Clark, Malcolm R., and others (2019). Little evidence of benthic community resilience to bottom trawling on seamounts after 15 years. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 63.
- Claus, Simon, and others (2014). Marine regions: towards a global standard for georeferenced marine names and boundaries. *Marine Geodesy*, vol. 37, No. 2, pp. 99–125.
- Cooper, K.M., and J. Barry (2017). A big data approach to macrofaunal baseline assessment, monitoring and sustainable exploitation of the seabed. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 12431.
- Creed, Joel C., and others (2016). The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. *Biological Invasions*, vol. 19, No. 1, pp. 283–305.
- Cruz, Igor C.S., and others (2018). Marginal coral reefs show high susceptibility to phase shift. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 135, pp. 551–561.
- Deidun, Alan, and others (2015). First characterisation of a *Leiopathes glaberrima* (Cnidaria: Anthozoa: Antipatharia) forest in Maltese exploited fishing grounds. *Italian Journal of Zoology*, vol. 82, No. 2, pp. 271–280.
- Eddy, Tyler D., and others (2017). Ecosystem effects of invertebrate fisheries. *Fish and Fisheries*, vol. 18, No. 1, pp. 40–53.
- EMODnet Bathymetry Consortium (2016). *EMODnet Digital Bathymetry (DTM 2016)*. EMODnet Bathymetry Consortium. <https://sextant.ifremer.fr/record/c7b53704-999d-4721-b1a3-04ec60c87238>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2009). International guidelines for the management of deep-sea fisheries in the high seas. Rome. www.fao.org/in-action/vulnerable-marine-ecosystems/background/deep-sea-guidelines/en.
- Ferrario, Filippo, and others (2014). The effectiveness of coral reefs for coastal hazard risk reduction and adaptation. *Nature Communications*, vol. 5, art. 3794.
- Flanders Marine Institute (2018). IHO Sea Areas, version 3 (accessed on 25 October 2019). <https://doi.org/10.14284/323>.
- Frölicher, T.L., and Laufkötter, C. (2018). Emerging risks from marine heat waves. *Nature Communications*, vol. 9, art. 650.
- Garbary, David J., and others (2014). Drastic decline of an extensive eelgrass bed in Nova Scotia due to the activity of the invasive green crab (*Carcinus maenas*). *Marine Biology*, vol. 161, No. 1, pp. 3–15.
- García-March, J.R., and others (2007). Preliminary data on the *Pinna nobilis* population in the marine protected area of Rdum Il-Majjiesa to Ras Ir-Raheb (N.W. Malta). Poster presented at the European Symposium on MPAs as a Tool for Fisheries Management and Ecosystem Conservation. Murcia, Spain.
- GEBCO (2015). The GEBCO_2014 Grid, version 20150318 (accessed on 25 October 2019). www.gebco.net.
- Genevier, L.G., and others, 2019. Marine heatwaves reveal coral reef zones susceptible to bleaching in the Red Sea. *Global Change Biology*, vol. 25, No. 7, pp. 2338–2351.
- Gerovasileiou, V., and others (2018). Assessing the regional conservation status of sponges (Porifera): the case of the Aegean ecoregion. *Mediterranean Marine Science*, vol. 19, No. 3, pp. 526–537. <https://doi.org/10.12681/mms.14461>.
- Glover, Adrian G., and others (2018). Point of View: Managing a sustainable deep-sea ‘blue economy’ requires knowledge of what actually lives there. *ELife*, vol. 7, e41319.
- Gobin, J. (2016). Environmental Impacts on Marine Benthic Communities in an Industrialized Caribbean Island—Trinidad and Tobago. *Marine Benthos: Biology, Ecosystem Functions and Environmental Impact*. New York: Nova Science Publishers.
- Grebmeier, Jacqueline M. (2012). Shifting patterns of life in the Pacific Arctic and sub-Arctic seas. *Annual Review of Marine Science*, vol. 4, pp. 63–78.
- Grebmeier Jacqueline, and others (2015). Ecosystem characteristics and processes facilitating persistent macrobenthic biomass hotspots and associated benthivory in the Pacific Arctic. *Progress in Oceanography*, vol. 136, pp. 92–114.
- Hernández-Delgado, E.A., and others (2020). Hurricane Impacts and the Resilience of the Invasive Sea Vine, *Halophila stipulacea*: a Case Study from Puerto Rico. *Estuaries and Coasts*, pp. 1–21.

- Heron, Scott Fraser, and others (2017). *Impacts of Climate Change on World Heritage Coral Reefs: A First Global Scientific Assessment*. Paris: UNESCO.
- Hiddink, Jan Geert, and others (2017). Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, No. 31, pp. 8301–8306.
- Hiddink, J.G., and others (2019). Assessing bottom trawling impacts based on the longevity of benthic invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, vol. 56, No. 5, pp. 1075-1084.
- Hossain, Maruf Md. M. (2010). *Ship Breaking Activities: Threat to Coastal Environment, Biodiversity and Fishermen Community in Chittagong, Bangladesh*. Publication Cell, Young Power in Social Action.
- Hughes, T.P., and others (2018). Large-scale bleaching of corals on the Great Barrier Reef. *Ecology*, vol. 99, No. 2, pp. 501–501.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) (2018a). *Summary for Policymakers of the Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Africa of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. eds. E. Archer and others. Bonn, Germany: IPBES secretariat.
- _____ (2018b). *Summary for Policymakers of the Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for Asia and the Pacific of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. eds. M. Karki and others. Bonn, Germany: IPBES secretariat.
- _____ (2018c). *Summary for Policymakers of the Regional Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services for the Americas of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. eds. J. Rice and others. Bonn, Germany: IPBES secretariat.
- _____ (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. eds. Sandra Díaz and others. Paris: IPBES secretariat.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019). Summary for Policymakers. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*. https://report.ipcc.ch/srocc/pdf/SROCC_SPM_Approved.pdf.
- Jørgensen, Lis L., and others (2017). Benthos. In *State of the Arctic Marine Biodiversity Report*, pp. 85–107. Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF).
- Jørgensen, Lis L., and others (2019). Impact of multiple stressors on sea bed fauna in a warming Arctic. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 608, pp. 1–12.
- Jørgensen, Lis L., and others (2020). Responding to global warming: new fisheries management measures in the Arctic. *Progress in Oceanography*, vol. 188, art. 102423.
- Kelly, S., and others (2000). Spiny lobster, *Jasus edwardsii*, recovery in New Zealand marine reserves. *Biological conservation*, vol. 92, No. 3, pp. 359-369.
- Kenchington, Ellen, and others (2006). Effects of experimental otter trawling on benthic assemblages on Western Bank, northwest Atlantic Ocean. *Journal of Sea Research* vol. 56, pp. 249-270.
- Kenchington, Ellen, and others (2019). Connectivity modelling of areas closed to protect vulnerable marine ecosystems in the northwest Atlantic. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 143, pp. 85–103.
- Kibria, Golam, and others (2016). Trace/heavy metal pollution monitoring in estuary and coastal area of Bay of Bengal, Bangladesh and implicated impacts. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 105, No. 1, pp. 393–402.
- Krumhansl, Kira A., and others (2016). Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 48, pp. 13785–13790.
- Le Nohaïc, Morane, and others (2017). Marine heatwave causes unprecedented regional mass bleaching of thermally resistant corals in northwestern Australia. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 14999.
- Ling, Scott D., and John P. Keane (2018). Resurvey of the Longspined Sea Urchin (*Centrostephanus rodgersii*) and associated barren reef in Tasmania. Hobart, Australia: University of Tasmania.

- Lobanov, V. B., and others (2014). Chapter 5. Impact of climate change on marine natural systems, 5.6: Far-Eastern seas of Russia. In *Second Roshydromet Assessment Report on Climate Change and its Consequences in the Russian Federation*. Moscow: ROSHYDROMET. pp. 684–743.
- Lysenko, V.N., and others (2015). The abundance and distribution of the Japanese sea cucumber, *Apostichopus japonicus* (Selenka, 1867) (Echinodermata: Stichopodidae), in nearshore waters of the southern part of the Far Eastern State Marine Reserve. *Russian Journal of Marine Biology*, vol. 41, No. 2, pp. 140–144.
- Mallick, Debbrota, and others (2016). Seasonal variability in water chemistry and sediment characteristics of intertidal zone at Karnafully estuary, Bangladesh. *Pollution*, vol. 2, No. 4, pp. 411–423.
- Mantelatto, Marcelo Checoli, and others (2018). Invasion of aquarium origin soft corals on a tropical rocky reef in the southwest Atlantic, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 130, pp. 84–94.
- Matheson, K., and others (2016). Linking eelgrass decline and impacts on associated fish communities to European green crab (*Linnaeus 1758*) invasion. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 538, pp. 31–45.
- McCauley, Douglas J., and others (2015). Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science*, vol. 347, No. 6219, 1255641.
- Meehan, Mairi C., and others (2020). How far have we come? A review of MPA network performance indicators in reaching qualitative elements of Aichi Target 11. *Conservation Letters*, e12746.
- Mifsud, C., and others (2006). The distribution and state of health of *Posidonia oceanica* (L.) Delile meadows along the Maltese territorial waters. *Biologia Marina Mediterranea*, vol. 13, No. 4, pp. 255–261.
- Miller, Kathryn A., and others (2018). An overview of seabed mining including the current state of development, environmental impacts, and knowledge gaps. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 418.
- Molla, H.R., and others (2015). Spatio-temporal variations of microbenthic annelid community of the Karnafuli River Estuary, Chittagong, Bangladesh. *International Journal of Marine Science*, vol. 5, No. 26, pp. 1–11.
- Neves, R.A.F., and others (2013). Factors influencing spatial patterns of molluscs in a eutrophic tropical bay. *Marine Biological Association of the United Kingdom. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 93, No. 3, pp. 577–589.
- Nosova, Tatyana, and others (2018). Structure and long-term dynamics of zoobenthos communities in the areas of scallop *Chlamys islandica* beds at Kola Peninsula. *Izvestiya TINRO*, vol. 194, pp. 27–41. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2018-194-27-41>.
- OBIS (2019). Ocean Biogeographic Information System. 2019. www.obis.org.
- Pecl, Gretta, and others (2014). Redmap: ecological monitoring and community engagement through citizen science. *Tasmanian Naturalist*, vol. 136, pp. 158–164.
- Pessoa, L.A., and others (2019). Intra-annual variation in rainfall and its influence of the adult's *Cyprideis* spp. (Ostracoda, Crustacea) on a eutrophic estuary (Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil). *Brazilian Journal of Biology, (AHEAD)*.
- Provoost, Pieter, and Samuel Bosch (2018). obistools: Tools for data enhancement and quality control. Ocean Biogeographic Information System. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. <https://cran.r-project.org/package=obistools>.
- Rabaoui, Lotfi, and others (2015). Occurrence of the lessepsian species *Portunus segnis* (Crustacea: Decapoda) in the Gulf of Gabes (Tunisia): first record and new information on its biology and ecology. *Cahiers de Biologie Marine*, vol. 56, No. 2, pp. 169–175.
- Ramalho, Sofia P., and others (2018). Bottom-trawling fisheries influence on standing stocks, composition, diversity and trophic redundancy of macrofaunal assemblages from the West Iberian Margin. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 138, pp. 131–145.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2011). Strategic plan for biodiversity 2011–2020: Provisional technical rationale, possible indicators and suggested milestones for the Aichi Biodiversity Targets. Japan: Nagoya.
- Simboura, N., and others (2014). Benthic community indicators over a long period of monitoring (2000–2012) of the Saronikos Gulf, Greece, Eastern Mediterranean. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 186, No. 6, pp. 3809–3821.

- Snelgrove, P.V.R., and others (1997) The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes, *Ambio*, vol. 26, pp. 578–583.
- Officer, C.B., and others (1982). Benthic filter feeding: a natural eutrophication control. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 9, pp. 203–210.
- Stuart-Smith, Rick D., and others (2018). Ecosystem restructuring along the Great Barrier Reef following mass coral bleaching. *Nature*, vol. 560, pp. 92–96.
- Tsiamis, Konstantinos, and others (2019). Non-indigenous species refined national baseline inventories: A synthesis in the context of the European Union's Marine Strategy Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 145, pp. 429–435.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Valiela, Ivan (1995). *Marine Ecological Processes*. New York, Springer-Verlag, second edition.
- Vandepitte, Leen, and others (2018). A decade of the World Register of Marine Species—General insights and experiences from the Data Management Team: Where are we, what have we learned and how can we continue? *PloS One*, vol. 13, No. 4, e0194599.
- Wang, H.J., and others (2018). The characteristics and changes of the species and quantity of macrobenthos in Yueqing Bay. *Marine Sciences*, vol. 6, pp. 78–87 (in Chinese with English abstract).
- Warchol, Greg, and Michael Harrington (2016). Exploring the dynamics of South Africa's illegal abalone trade via routine activities theory. *Trends in Organized Crime*, vol. 19, No. 1, pp. 21–41.
- WoRMS Editorial Board (2019). WoRMS – World Register of Marine Species. www.marinespecies.org. <https://doi.org/10.14284/170>.
- Yesson, Chris, and others (2016). The impact of trawling on the epibenthic megafauna of the west Greenland shelf. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 3, pp. 866–876.
- Zakharov Denis V., and others (2018). Diet of the snow crab in the Barents Sea and macrozoobenthic communities in the area of its distribution. *Trudy VNIRO*. vol. 172, pp. 70–90 (in Russian).
- Zalota, Anna K., and others (2018). Development of snow crab *Chionoecetes opilio* (Crustacea: Decapoda: Oregonidae) invasion in the Kara Sea. *Polar Biology*, vol. 41, No. 10, pp. 1983–1994.

Additif du Groupe d'experts du Mécanisme de notification et d'évaluation systématiques à l'échelle mondiale de l'état du milieu marin, y compris les aspects socioéconomiques

État de conservation des invertébrés pélagiques : céphalopodes

Sur les 750 espèces considérées par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), une seule est classée comme « En danger critique », deux comme « En danger » et deux autres comme « Vulnérables », et toutes sont des pieuvres parapluie des grands fonds (UICN, 2020).

Cependant, plus de 419 espèces sont classées dans la catégorie « Données insuffisantes », et elles comprennent de nombreux habitants des grands fonds marins (UICN, 2020). Dix espèces de nautes ont été inscrites à l'annexe II de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction en 2017 pour en réglementer le commerce international.

Bien que les informations sur de nombreux habitants des grands fonds marins soient encore rares, les récents progrès de la recherche sur les grands fonds marins ont permis de mieux comprendre l'écologie et la biologie des céphalopodes des grands fonds marins. Dans l'océan Pacifique central, une observation rare des comportements d'accouplement et de reproduction des calmars des profondeurs *Chiroteuthis* spp. a été enregistrée (Vecchione, 2019). Un spécimen de calmar géant, la plus grande espèce (jusqu'à 13 m) et l'une des plus énigmatiques, a été filmé dans le golfe du Mexique en 2019. C'était la deuxième fois seulement que l'espèce était enregistrée depuis sa première observation en 2012. L'analyse de l'ADN mitochondrial de 43 spécimens provenant de l'océan Pacifique Nord, de l'océan Atlantique et d'Océanie soutient l'hypothèse selon laquelle les calmars géants appartiennent à une seule espèce (*Architeuthis dux*)

(Winkelmann et al., 2013). Des changements ontogénétiques dans la stratégie d'alimentation du vampire des abysses (*Vampyroteuthis infernalis*) ont été établis à l'aide d'analyses d'isotopes stables (Golikov et al., 2019). Des travaux récents ont permis d'identifier une tendance commune à l'augmentation, sur plusieurs décennies, des taux de capture de dizaines d'espèces de céphalopodes ayant des stratégies biologiques et écologiques différentes (démersaux, benthopélagiques et pélagiques) dans diverses régions océaniques (Doubleday et al., 2016). Cette prolifération a été attribuée à la grande adaptabilité et à la résilience aux fluctuations environnementales que leur confèrent leur croissance rapide et leur développement flexible. À titre d'exemple, on pense que le rétrécissement de la zone de minimum d'oxygène dans le système du courant de Californie optimiserait les conditions d'alimentation du calmar de Humboldt (*Dosidicus gigas*). Cela a permis à l'espèce de prospérer et d'étendre sa répartition vers le nord jusqu'au golfe d'Alaska (Stewart et al., 2014). En mer du Nord, on pense qu'une tendance au réchauffement entre le milieu des années 1980 et le milieu des années 2010 est responsable d'une augmentation de l'abondance globale de plusieurs espèces de calmars et d'une expansion vers le nord de leur répartition (van der Kooij et al., 2016). Le réchauffement futur de l'océan Arctique pourrait faciliter l'expansion transarctique de la seiche européenne (*Sepia officinalis*) dans les eaux du nord du Canada d'ici 2300 (Xavier et al., 2016). Dans les eaux australiennes, le réchauffement des eaux associé à une extension vers le pôle du courant est-australien facilite l'expansion de la répartition de l'*Octopus tetricus* (Ramos et al., 2018).

Références

- Doubleday, Zoë A., and others (2016). Global proliferation of cephalopods. *Current Biology*, vol. 26, No. 10, pp. R406–R407.
- Golikov, Alexey V., and others (2019). The first global deep-sea stable isotope assessment reveals the unique trophic ecology of vampire squid *Vampyroteuthis infernalis* (Cephalopoda). *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 19099. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-55719-1>.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2020). *The IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org.
- Ramos, Jorge E., and others (2018). Population genetic signatures of a climate change driven marine range extension. *Scientific Reports*, vol. 8, art. 9558. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-27351-y>.
- Stewart, Julia S., and others (2014). Combined climate- and prey-mediated range expansion of Humboldt squid (*Dosidicus gigas*), a large marine predator in the California current system. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 6, pp. 1832–1843. <https://doi.org/10.1111/gcb.12502>.
- Van der Kooij, Jeroen, and others (2016). Climate change and squid range expansion in the North Sea. *Journal of Biogeography*, vol. 43, No. 11, pp. 2285–2298. <https://doi.org/10.1111/jbi.12847>.
- Vecchione, Michael (2019). ROV observations on reproduction by deep-sea cephalopods in the central Pacific Ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 403. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00403>.
- Winkelmann, Inger, and others (2013). Mitochondrial genome diversity and population structure of the giant squid *Architeuthis*: genetics sheds new light on one of the most enigmatic marine species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 280, No. 1759, 20130273. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.0273>.
- Xavier, José C., and others (2016). Climate change and polar range expansions: could cuttlefish cross the arctic? *Marine Biology*, vol. 163, No. 4, art. 78. <https://doi.org/10.1007/s00227-016-2850-x>.

Chapitre 6C

Poissons

Contributeurices et contributeurs : Thomas J. Webb (organisateur de l'équipe de rédaction), Maria José Juan-Jordá, Hiroyuki Motomura, Francisco Navarrete-Mier, Henn Ojaveer (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Hazel Oxenford, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre), Clive Roberts, Mudjekeewis D. Santos, Tracey Sutton et Michael Thorndyke.

Principales observations

- La mise à disposition des données existantes et le développement d'outils et de répertoires mondiaux en libre accès permettent de dresser un tableau global de la diversité des poissons marins, avec 17 762 espèces connues, dont 238 espèces décrites depuis la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017e).
- Bien que les connaissances sur la biodiversité des poissons marins dépassent celles de nombreux autres taxons marins, des améliorations supplémentaires seront nécessaires non seulement au niveau de l'infrastructure taxonomique et biosystématique, mais aussi au niveau de l'exploration et de la caractérisation des océans pour parvenir à un inventaire complet.
- L'état de conservation de plus de la moitié des espèces de poissons marins connues a été évalué par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), environ un tiers des évaluations ayant été réalisées après la première Évaluation.
- Parmi les espèces de poissons ayant fait l'objet d'une évaluation, environ 6 % des poissons osseux, près de 50 % des élas-mobranthes, 10 % des chimères et les deux espèces de coelacanthes sont menacés ou quasi menacés d'extinction.
- La capacité à documenter et à comprendre la diversité des poissons marins continue de croître, mais des lacunes importantes subsistent pour certains groupes écosystémiques (par exemple, les poissons mésopélagiques) et dans la prévision des réponses à de multiples facteurs de stress externes simultanés.

1. Introduction

Le présent sous-chapitre couvre la taxonomie, la répartition, l'habitat et l'état de conservation des poissons marins, en soulignant comment l'état général des connaissances a changé depuis la première Évaluation. Les conséquences des changements dans la diversité des poissons pour l'humanité sont brièvement examinées et des perspectives pour des régions spécifiques sont fournies. Le chapitre se termine par des perspectives sur la biodiversité des poissons, y compris les lacunes persistantes en matière de connaissances et de capacités. Les 17 762 espèces valables d'un point de vue taxonomique de la superclasse Poissons (WoRMS, 2019) du Registre mondial des espèces marines (WoRMS) sont toutes prises en compte, y compris les poissons osseux (classe Actinopterygii, 16 503 espèces), les requins et les raies (classe Elasmobranchii, 1 202 espèces), les chimères (classe Holocephali, 55 espèces) et les coelacanthes (classe Coelacanthi, 2 espèces).

La biomasse mondiale des poissons marins est environ quatre fois supérieure à la biomasse totale de tous les oiseaux et mammifères (Bar-On

et al., 2018), et les poissons constituent une part importante de la biodiversité marine. Environ 70 % de la biomasse des poissons marins est composée de poissons mésopélagiques, bien qu'avec de larges plages d'estimation, trouvés à des profondeurs de 200 à 1 000 m (Irigoiien et al., 2014, Hidalgo et Browman, 2019). Les poissons sont présents dans tous les océans du monde et à un large éventail de profondeurs. Par exemple, le poisson observé vivant à la plus grande profondeur est la limace de mer *Pseudoliparis wirei*, officiellement décrite en 2017 et trouvée à plus de 8 000 m de profondeur dans la fosse des Mariannes dans l'océan Pacifique (Linley et al., 2016, Geringer et al., 2017). Les poissons jouent un rôle clé dans les réseaux alimentaires marins en tant que prédateurs et proies, se déplaçant souvent à travers les réseaux alimentaires au cours de leur vie, par exemple de larves planctoniques à adultes prédateurs. La biodiversité des poissons varie en fonction des habitats. Les affiliations des habitats dans le système d'information sur la biodiversité Fishbase pour 17 246 espèces (97 % de toutes les espèces connues) montrent que la plupart des

poissons osseux sont démersaux ou associés aux récifs, tandis que la plupart des espèces de requins et de raies, de chimères et de coelacanthes sont démersaux ou bathydémersaux (voir tableau 1).

La biodiversité des poissons évolue, et les poissons sont sensibles aux changements environnementaux causés par de multiples pressions externes (Comte et Olden, 2017) et à l'exploitation par la pêche (voir chap. 15), qui a des implications importantes pour le bien-être humain [Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2018]. La première Évaluation comprenait des chapitres sur les difficultés en matière de conservation rencontrées par les 1 088 espèces de requins et autres élasmobranches (Nations Unies, 2017c) et les 25 espèces de thons et d'orphies (Nations Unies, 2017d). En outre, les chapitres de synthèse générale ont montré que les poissons faisaient partie des groupes marins les mieux connus (Nations Unies, 2017a, b), avec des gradients de diversité clairs en termes de latitude et de profondeur. Les mécanismes à l'origine de la diversité des poissons sont complexes et comprennent la stabilité et l'âge des écosystèmes, la différenciation de niche et l'atténuation de la dominance par les prédateurs (Rabosky et al., 2018).

La surexploitation, la perte et la dégradation des habitats ont récemment été identifiées comme des menaces majeures pour la biodiversité des poissons marins, et bien que les impacts des changements climatiques soient devenus plus apparents, la pollution n'a pas été considérée comme une menace significative (Arthington et al., 2016). Par la suite, il est apparu que l'évaluation scientifique et la gestion efficace des pêches pouvaient inverser les effets de la surexploitation, entraînant une augmentation de l'abondance en moyenne de stocks bien gérés qui constituent la moitié des prises mondiales déclarées. Néanmoins, la surexploitation reste une menace importante dans les régions où la gestion des pêches est moins développée (Hilborn et al., 2020). Les effets des changements climatiques et du stress thermique sur les poissons marins, en particulier sur les communautés de poissons des récifs coralliens, sont devenus plus graves (Robinson et al., 2019), tandis que de nouvelles menaces, par exemple la pollution par les microplastiques, suscitent désormais un intérêt accru du monde de la recherche, même si une incertitude considérable demeure quant à leurs effets au niveau des populations (Villarrubia-Gómez et al., 2018).

Tableau 1
Nombre d'espèces marines valides dans chaque classe taxonomique de poissons, selon la taxonomie WoRMS, dans chaque grande catégorie d'habitat

Habitat	Classe							
	<i>Actinopterygii</i>		<i>Elasmobranchii</i>		<i>Holocephali</i>		<i>Coelacanthi</i>	
	Espèces existantes	Décrites depuis 2015	Espèces existantes	Décrites depuis 2015	Espèces existantes	Décrites depuis 2015	Espèces existantes	Décrites depuis 2015
Bathydémersal	1 785 (11 %)	4	314 (26 %)	2	38 (69 %)	–	–	–
Démersal	5 691 (34 %)	11	449 (37 %)	5	11 (20 %)	3	2 (100 %)	–
Benthopélagique	1 422 (9 %)	18	131 (11 %)	13	4 (7 %)	–	–	–
Bathypélagique	1 346 (8 %)	3	33 (3 %)	1	2 (4 %)	–	–	–
Pélagique-néritique	807 (5 %)	38	34 (3 %)	10	–	–	–	–
Pélagique-océanique	378 (2 %)	1	83 (7 %)	11	–	–	–	–
Associé aux récifs	4 618 (28 %)	93	98 (8 %)	1	–	–	–	–
Inconnu	456 (3 %)	22	60 (5 %)	2	–	–	–	–
Total	1 6503	190	1202	45	55	3	2	–

Source : Comité de rédaction du WoRMS (2019); Froese et Pauly (2019).

2. Changements observés dans l'état de la biodiversité des poissons

Pour documenter les changements dans la biodiversité des poissons, il faut tenir compte de la taxonomie, y compris la description des nouvelles espèces, de la répartition spatiale, qui peut être évaluée à l'aide des enregistrements d'occurrence pour révéler les contractions ou les expansions dans les aires de répartition des espèces, et des évaluations formelles de l'état de conservation, pour

mettre en évidence les espèces en situation préoccupante. Il est également nécessaire de résumer les résultats obtenus pour les groupes taxonomiques supérieurs et pour les groupes d'espèces présentes dans des zones d'habitat similaires. Les sources de données primaires utilisées pour quantifier tous ces aspects des changements sont énumérées dans le tableau 2.

Tableau 2
Principaux types d'agrégations mondiales de données sur les poissons marins

Type de données	Source	Référence
Taxonomie et systématique	Registre mondial des espèces marines (WoRMS) California Academy of Sciences Eschmeyer's Catalog of Fishes	Comité de rédaction du WoRMS, 2019 van der Laan et al., 2019 Fricke et al., 2020
Données sur les occurrences mondiales	Système d'informations sur la biodiversité des océans (OBIS)	OBIS, 2018
Affinités avec l'habitat	Fishbase	Froese et Pauly, 2019
État de conservation	Liste rouge des espèces menacées de l'UICN	UICN, 2019

2.1. Taxonomie

Depuis 2015, 238 nouvelles espèces de poissons marins ont été décrites et ajoutées au WoRMS (voir tableau 1). Près de la moitié (49 %) des poissons osseux nouvellement décrits sont associés aux récifs, tandis que la plupart des élasmobranches nouvellement décrits sont pélagiques (voir tableau 1). Ce taux de description est environ 6 à 7 fois inférieur à celui d'une description d'espèce par jour enregistré entre 1999 et 2013 (Nations Unies, 2017a). Cet effort taxonomique est complété par des études phylogénétiques récentes sur les poissons osseux (Rabosky et al., 2018) et sur les requins, les raies et les chimères (Stein et al., 2018).

2.2. Occurrences

Les poissons continuent d'être bien représentés dans les bases de données d'occurrence mondiales, ce qui permet de mieux comprendre les répartitions, la biogéographie et les analyses macroécologiques. Collectivement, le système d'informations sur la biodiversité

des océans (OBIS) (OBIS, 2018) comprend 20 302 222 enregistrements d'occurrences pour 15 101 espèces de poissons marins, les poissons représentant plus d'un tiers de tous les enregistrements d'occurrences. Des enregistrements d'occurrences sont maintenant disponibles auprès de l'OBIS pour 85 % des poissons osseux, 84 % des élasmobranches, 78 % des chimères et une des deux espèces de coelacanthés. Au total, 306 913 de ces enregistrements d'occurrences ont été ajoutés depuis la première Évaluation, couvrant 4 099 (23 %) espèces de poissons, dont 3 857 (23 %) poissons osseux (pour un total de 241 385 nouveaux enregistrements d'occurrence), 233 (19 %) requins et raies (65 480 nouveaux enregistrements), huit (15 %) chimères (46 nouveaux enregistrements) et un des deux coelacanthés (deux nouveaux enregistrements). Les toutes premières occurrences de 76 espèces (68 poissons osseux et huit élasmobranches) ont été enregistrées dans l'OBIS depuis 2015 (153 occurrences au total). Ces espèces sont principalement démersales (32 espèces) ou

associées aux récifs (13 espèces). Cinq des 238 espèces ajoutées au WoRMS depuis la première Évaluation ont déjà des enregistrements d'occurrences dans l'OBIS.

2.3. État de conservation

Les poissons marins font partie des groupes taxonomiques marins dont l'état de conservation est bien évalué (Webb et Mindel, 2015). L'UICN a évalué 53 % (9 372 espèces) de tous les poissons marins dans la Liste rouge de 2019 (UICN, 2019)¹ et 44 % (7 756 espèces) ont été classés dans une catégorie autre que « Données insuffisantes ». Trente-deux pour cent (3 008 espèces) de toutes les évaluations de poissons marins ont eu lieu depuis la première Évaluation (2015). À l'heure actuelle, aucune espèce de poisson marin n'ayant été réévaluée depuis la première Évaluation, la Liste rouge de l'UICN ne peut pas être utilisée pour évaluer l'évolution du statut des espèces individuelles. Toutefois, la proportion d'espèces dans chaque catégorie de menace est indiquée pour chaque classe taxonomique dans le tableau 3 et pour chaque affiliation d'habitat dans le tableau 4. Les méthodes écologiques et les approches par les traits fonctionnels pour prédire l'état de conservation des espèces classées dans la catégorie « Données insuffisantes » suggèrent que, au moins en ce qui concerne les requins et les raies que l'on trouve dans les eaux européennes, environ la moitié, voire les deux tiers des espèces de cette catégorie devraient également être considérés comme menacés d'extinction (Walls et Dulvy, 2019). Des preuves récentes suggèrent que 24 % de l'espace mensuel moyen utilisé par les requins se trouve dans la zone d'impact des pêches pélagiques à la palangre et que les requins pélagiques ont un refuge spatial limité face aux niveaux actuels de l'effort de pêche dans les zones marines ne relevant pas de la juridiction nationale (Queiroz et al., 2019).

2.4. Progrès des connaissances et des capacités contribuant à l'évaluation des évolutions de statut

L'évaluation des évolutions de statut depuis la première Évaluation est rendue possible par les nouvelles données provenant des programmes de surveillance à long terme en cours [par exemple, les relevés internationaux au chalut de fond du Conseil international pour l'exploration de la mer (CIEM)], des contributions des observateurs des pêches à la collecte de données scientifiques, des compilations mondiales des évaluations des stocks de poissons (par exemple, RAM Legacy Stock Assessment Database) et des évaluations de l'état de conservation (par exemple, la Liste rouge de l'UICN de 2019), ainsi que des améliorations technologiques permettant l'échantillonnage dans des environnements nouveaux (Linley et al., 2016) et la surveillance des mouvements individuels à l'aide du marquage par satellite (Curtis et al., 2018). Des progrès spectaculaires dans la connaissance de la diversité des poissons ont également été rendus possibles par l'augmentation de la pêche en eau profonde (jusqu'à 1 200 m) par les navires commerciaux et de recherche, associée à une augmentation de l'échantillonnage en eau peu profonde, ce qui a permis la découverte de nombreuses espèces cryptiques de poissons des récifs dans certaines régions (Gordon et al., 2010). L'infrastructure de données (par exemple, WoRMS, OBIS et le portail de données du CIEM), qui constitue le pivot des évaluations, a été complétée par de nouveaux outils analytiques permettant aux utilisateurs d'interagir de manière programmatique avec les sources de données (Boettiger et al., 2012; Chamberlain, 2018; Chamberlain et Salmon, 2018; Provoost et Bosch, 2019; Millar et al., 2019). Ces développements et outils ont facilité l'utilisation des produits de données sur les poissons marins comme indicateurs de l'état des écosystèmes marins (CIEM, 2018, 2019).

¹ La recherche s'est concentrée sur les espèces des classes Actinopterygii, Cephalaspidomorphi, Chondrichthyes, Myxini et Sarcopterygii de portée mondiale, dans les habitats marins océaniques, benthiques profonds, intertidaux, côtiers et supratidaux (ou zones marines néritiques), afin de garantir l'inclusion de toutes les espèces de la superclasse des poissons du Registre mondial des espèces marines (voir www.iucnredlist.org/search?permanent=c53bbf34-fec3-4549-8a83-d7630d2bc6bd).

Tableau 3
Nombre d'espèces de poissons marins dans chaque catégorie de l'UICN par classe

Catégorie de l'UICN	Classe											
	<i>Actinopterygii</i>			<i>Elasmobranchii</i>			<i>Holocephali</i>			<i>Coelacanthi</i>		
	Avant la première Évaluation	Après la première Évaluation	Total	Avant la première Évaluation	Après la première Évaluation	Total	Avant la première Évaluation	Après la première Évaluation	Total	Avant la première Évaluation	Après la première Évaluation	Total
Préoccupation mineure	4 642	2 071	6 713 (80,6 %)	117	201	318 (31,8 %)	9	16	25 (54,3 %)	-	-	-
Quasi menacée	70	27	97 (1,2 %)	85	22	107 (10,7 %)	2	-	2 (4,3 %)	-	-	-
Vulnérable	171	39	210 (2,5 %)	80	27	107 (10,7 %)	-	1	1 (2,2 %)	1	-	1 (50 %)
En danger	45	18	63 (0,8 %)	29	15	44 (4,4 %)	-	-	-	-	-	-
En danger critique	25	2	27 (0,3 %)	14	24	38 (3,8 %)	-	-	-	1	-	1 (50 %)
Éteinte à l'état sauvage ou Éteinte	2	-	2 (0,02 %)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Données insuffisantes	746	467	1 213 (14,6 %)	310	75	385 (38,5 %)	15	3	18 (39,1 %)	-	-	-
Total	5 701 (34,5 %)	2 624 (15,9 %)	8 325	635 (52,5 %)	364 (30,1 %)	999	26 (47,3 %)	20 (36,4 %)	46	2 (100 %)	0 (0 %)	2

Note : « Avant la première Évaluation » indique le nombre d'espèces les plus récemment évaluées avant 2015, et « Après la première Évaluation » le nombre d'espèces évaluées depuis 2015. Sont également indiqués le nombre total d'espèces dans chaque catégorie de l'UICN pour chaque classe et le pourcentage de toutes les espèces évaluées dans chaque catégorie de l'UICN pour chaque classe. La dernière ligne indique le nombre total d'espèces évaluées avant et après la première Évaluation dans chaque classe, et le pourcentage de toutes les espèces de cette classe qui ont été évaluées.

Tableau 4
Nombre d'espèces de poissons marins dans chaque catégorie de l'UICN par affiliation d'habitat

	Non évaluée		Données insuffisantes		Pas menacée		Menacée	
	Nombre d'espèces	Pourcentage de toutes les espèces connues	Nombre d'espèces	Pourcentage d'espèces évaluées par l'UICN	Nombre d'espèces	Pourcentage d'espèces évaluées par l'UICN	Nombre d'espèces	Pourcentage d'espèces évaluées par l'UICN
Bathydémersal	1 325	61,9	285	34,9	491	60,1	41	5
Démersal	3 060	49,7	617	19,9	2 169	69,9	317	10,2
Benthopélagique	936	60	124	19,8	440	70,4	61	9,8
Bathypélagique	594	42,7	140	17,6	452	81,9	4	0,5
Pélagique-néritique	351	41,6	120	24,4	335	68,1	37	7,5
Pélagique-océanique	187	40,5	41	14,9	202	73,5	32	11,6
Associé aux récifs	1 561	33	262	8,3	2 712	85,5	198	6,2
Inconnu	425	82,2	27	29,3	55	59,8	10	10,9

Note : Les pourcentages d'espèces classées comme « non évaluées » sont les pourcentages de toutes les espèces connues ayant une affiliation d'habitat donnée qui n'ont pas été évaluées par l'UICN. Les pourcentages dans les autres colonnes correspondent aux espèces évaluées par l'UICN dans chaque catégorie. Les catégories de l'UICN « Préoccupation mineure » et « Risque faible/Préoccupation mineure » sont combinées sous « Non menacée », et les catégories « Quasi menacée », « Vulnérable », « En danger », « En danger critique », « Éteinte à l'état sauvage » et « Éteinte » sont combinées sous « Menacée ».

3. Conséquences du changement de la biodiversité pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Les changements dans la biodiversité des poissons ont des conséquences directes et immédiates pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être, par leurs impacts sur la pêche commerciale, récréative et de subsistance, ainsi que sur les autres sources de revenus dérivées des écosystèmes marins, y compris le tourisme (FAO, 2018). Les poissons font partie intégrante de la réalisation de l'objectif de développement durable n° 14 pour la conservation et l'exploitation durable des ressources marines², avec plusieurs indicateurs liés directement au rôle que jouent les poissons dans l'approvisionnement

alimentaire durable (voir chap. 15). Une meilleure connaissance de la répartition et de l'abondance des poissons marins, en particulier, est essentielle pour suivre les progrès accomplis vers la cible 14.4 (réglementer efficacement la pêche). Pour accroître les retombées économiques du tourisme pour les petits États insulaires en développement et les pays les moins avancés (cible 14.7), il faudra comprendre la répartition et le statut d'espèces de poissons charismatiques, comme les raies manta (Kessel et al., 2017) ou les assemblages de poissons, comme les poissons des récifs coralliens (Wabnitz et al., 2018).

² Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

4. Principaux changements et conséquences par région

4.1. Océan Atlantique Nord

Dans l'Atlantique Nord et les zones adjacentes, la pression sur les stocks de poissons montre une tendance générale à la baisse sur la période 2003-2017, avec une mortalité par pêche médiane stabilisée à 1. L'indicateur de pression (F/F_{msy}) pour la Méditerranée et la mer Noire est resté inchangé à 2,2. Le nombre de stocks se trouvant dans les limites biologiques de sécurité a presque doublé, passant de 15 en 2003 à 29 en 2017, la plus forte augmentation ayant été enregistrée dans le golfe de Gascogne et les eaux ibériques, où ce nombre est passé de 2 à 8. Le volume global de la biomasse a continué à évoluer positivement, augmentant d'environ 36 %. En Méditerranée et en mer Noire, la biomasse du stock reproducteur de 2016 n'a pas connu d'augmentation significative par rapport à 2003. L'Atlantique Nord-Ouest a connu un changement marqué dans la structure des communautés de poissons avec l'effondrement des stocks de cabillaud et de maquereau en raison de la surpêche (Shelton et Sinclair, 2008; Van Beveren et al., 2020).

Dans la mer Baltique, on a observé, entre 1971 et 2013, des tendances progressives à long terme, plutôt que des changements brusques de la diversité fonctionnelle et de l'assemblage des communautés à partir de traits multiples (Törnroos et al., 2018). Il existe trois sous-assemblages le long d'un fort gradient de salinité ouest-est, avec une faible redondance fonctionnelle dans la mer Baltique par rapport à d'autres sous-zones, ce qui suggère un écosystème plus sensible aux pressions extérieures (Frelat et al., 2018). Dans la mer du Nord, les indicateurs taxonomiques et ceux fondés sur les traits fournissent de nouvelles preuves de la structure des assemblages de poissons et mettent en évidence les effets multidimensionnels des facteurs responsables de ces changements. Plus précisément, la partie centrale de la mer du Nord a enregistré une diminution de la structure de taille des communautés liée à l'évolution de la pêche et la région de la fosse norvégienne a enregistré une augmentation de la structure de taille des communautés, principalement liée aux changements climatiques. En

revanche, aucun changement n'a été observé le long de la côte est de l'Écosse où la structure de taille des communautés était le plus fortement associée à la production primaire nette (Marshall et al., 2016). En Méditerranée, la dynamique des populations de poissons pélagiques de petite et moyenne taille et la variabilité du climat sont synchrones : alors que l'oscillation nord-atlantique affecte leur dynamique en Méditerranée occidentale et centrale, les populations d'anchois et de sardines suivent le signal de l'oscillation atlantique multidécennale en Méditerranée orientale et centrale. Ainsi, il existe de fortes tendances sous-régionales dans la dynamique temporelle des poissons pélagiques en Méditerranée (Tsikliras et al., 2019).

4.2. Océan Atlantique Sud

La région des Caraïbes est très riche en biodiversité et constitue une importante région d'endémisme des poissons, environ 50 % de ses poissons osseux ne se trouvant nulle part ailleurs (Linardich et al., 2017). La diversité des caractéristiques océanographiques et hydrographiques donne un ensemble d'habitats subtropicaux et tropicaux, comprenant 8 % des récifs coralliens et 6 % des monts sous-marins du monde (Oxenford et Monnereau, 2018). La biodiversité des poissons est affectée par la surpêche, la destruction des habitats (en particulier des récifs coralliens) et les changements climatiques (Jackson et al., 2014; Oxenford et Monnereau, 2018). Plusieurs espèces de poissons de grande taille sont en état d'extinction commerciale ou en danger critique d'extinction (Linardich et al., 2017). La réduction de la biodiversité des poissons affecte le fonctionnement des récifs coralliens des Caraïbes (Lefcheck et al., 2019), avec des conséquences socioéconomiques, en particulier pour les petits États insulaires en développement, où jusqu'à 22 % de la main-d'œuvre est employée dans le secteur de la pêche (Edwards et Yarde, 2019).

Un phénomène émergent important est l'efflorescence sans précédent dans l'Atlantique équatorial des sargasses, des algues pélagiques qui prolifèrent dans la mer des Caraïbes depuis 2011 (Wang et al., 2019). Ce phénomène

a eu un impact négatif sur les habitats essentiels des poissons et sur la biodiversité piscicole associée à proximité des côtes (van Tussenbroek et al., 2017; Rodríguez-Martínez et al., 2019), mais a eu des effets positifs sur certaines espèces pélagiques associées aux récifs, dont les populations ont augmenté et soutiennent désormais la pêche (par exemple, la carangue grasse *Carangoides bartholomaei*), et la sériole limon *Seriola rivoliana*) (Ramlogan et al., 2017; Monnereau et Oxenford, 2017). Les débarquements d'espèces pélagiques hauturières semblent avoir été perturbés par la présence des sargasses, certaines étant plus facilement disponibles, mais souvent sous forme de petits juvéniles (par exemple, le coryphène *Coryphaena hippurus*), tandis que d'autres (par exemple, le poisson volant *Hirundichthys affinis*) sont plus difficiles à capturer (Oxenford et al., 2019; Mécanisme régional de gestion des pêches des Caraïbes – Agence japonaise de coopération internationale, 2019).

4.3. Océan Pacifique Nord

L'océan Pacifique Nord, qui s'étend des eaux arctiques aux eaux tropicales, possède la plus grande diversité d'espèces de poissons au monde, avec plus de 6 000 espèces. Cette riche diversité est induite et soutenue par de forts courants d'eau s'écoulant vers le nord et le sud le long du plateau continental nord-ouest. Ces courants ont fonctionné à la fois pour transférer les poissons et pour isoler les populations de poissons, facilitant ainsi la spéciation (Motomura, 2019). La région septentrionale est une zone de pêche importante, contribuant à environ 30 % des captures mondiales, principalement pour les lieus noirs, les thons, les sardines et les anchois. La région méridionale comprend la partie nord du Triangle du Corail, identifiée comme un point sensible de la biodiversité marine, et possède une plus grande diversité en espèces de poissons côtiers que toute autre grande zone marine du globe (Roberts et al., 2002). La plupart des poissons de la partie méridionale sont associés aux récifs coralliens et ont vu leur population diminuer en raison de la pression intense de la pêche et de la dégradation de l'habitat (Nañola et al., 2011).

4.4. Océan Pacifique Sud

L'océan Pacifique Sud comprend plusieurs écosystèmes marins tropicaux, subtropicaux et tempérés d'une grande biodiversité, modulés directement par l'oscillation australe-El Niño et les moussons. Il existe une forte variabilité interannuelle de la production primaire qui conduit à une grande diversité de poissons marins, y compris les poissons récifaux, les espèces pélagiques et les espèces hautement migratoires (par exemple, le thon, les requins et les raies manta). La biodiversité des poissons dans cette région est affectée par la pêche (y compris les captures accessoires) des petits poissons pélagiques, des requins et des thons, ainsi que par les changements climatiques et la pollution, qui menacent les habitats de reproduction et poussent les espèces à passer des eaux tropicales aux eaux tempérées. La destruction d'habitats stratégiques, comme les mangroves, peut modifier la répartition et l'abondance des espèces de poissons qui utilisent ces zones pour se reproduire et se nourrir.

Les zones du Pacifique Sud-Ouest qui ont été explorées, notamment les dorsales océaniques et les chaînes de monts sous-marins, abritent une riche diversité de poissons marins (Clark et Roberts, 2008; Roberts et al., 2015). Les faunes de poissons des îles tropicales de Mélanésie et de Polynésie dans le nord du Pacifique Sud-Ouest sont principalement de nature Indo-Ouest Pacifique, avec une grande diversité, mais des niveaux d'endémisme relativement faibles. En revanche, la Nouvelle-Calédonie (France) est un centre d'endémisme des poissons, avec 107 des 2 341 espèces endémiques enregistrées dans la zone économique exclusive (Fricke et al., 2011; 2015). Au large des côtes néo-zélandaises, le nombre d'espèces de poissons marins connues est passé d'environ 1 000 en 1993 à plus de 1 294 en 2019 (Roberts et Paulin, 1997; Roberts et al., 2015, 2019), dont 22 % sont endémiques à la région de la Nouvelle-Zélande. La moitié de ces espèces supplémentaires sont nouvelles pour la science. L'Australie est située au sud-ouest des archipels tropicaux susmentionnés, elle s'étend à la jonction de deux grands océans et abrite quelque 2 000 espèces de poissons marins connues.

5. Perspectives

Les preuves dont nous disposons désormais que les populations piscicoles individuelles réagissent positivement à une gestion efficace des pêches (Hilborn et al., 2020) et que la diversité et la biomasse des poissons augmentent au sein des zones marines protégées, si celles-ci sont gérées de manière efficace, (Sala et Giakoumi, 2017) constituent des perspectives positives pour la biodiversité des poissons. Cependant, l'extinction mondiale du poisson à main lisse *Sympterychthys unipennis*, (Last et al., 2020) nous rappelle que la biodiversité des poissons continue également à être confrontée à des menaces importantes. Des résultats positifs, comme négatifs, sont observés, car les poissons continuent de figurer parmi les composantes les plus systématiquement étudiées et surveillées des écosystèmes marins, principalement en raison de leur valeur économique. Néanmoins, la diversité de poissons encore à découvrir est considérable : les experts estiment ainsi qu'au moins 700 autres espèces de poissons (soit une augmentation d'environ 50 % par rapport au nombre d'espèces connues à ce jour) restent à décrire dans la seule zone économique exclusive de la Nouvelle-Zélande et sur le plateau continental étendu associé (Gordon et al., 2010; Roberts et al., 2019). Une augmentation supplémentaire des capacités en taxonomie et en biosystématique (Taxonomy Decadal Plan Working Group, 2018) et l'intégration des données des

collections existantes de biodiversité (Nelson et al., 2015) et d'autres sources (Edgar et al., 2016) ouvriraient la voie à des analyses synthétiques plus complètes de la biodiversité des poissons à court et moyen terme. S'il faut améliorer notre compréhension de la biodiversité des poissons, il est également nécessaire de réaliser de meilleures estimations de la biomasse des poissons pour certaines zones océaniques, comme la zone pélagique. Bien que l'on estime que les poissons mésopélagiques dominent la biomasse mondiale de poissons, les estimations de leur biomasse couvrent plusieurs ordres de grandeur et, par conséquent, la contribution exacte de ce groupe aux modèles mondiaux reste encore mal comprise (Irigoien et al., 2014; Hidalgo et Browman, 2019). En outre, bien qu'il n'existe pas d'estimations actuelles de la diversité en espèces ou de la biomasse des poissons bathypélagiques, qui résident dans le plus grand environnement du monde (en termes de volume), il est très probable que ces poissons constituent une grande partie de la biomasse halieutique mondiale (Sutton et al., 2017). Depuis la première Évaluation, l'élimination des déchets de l'extraction minière en haute mer est devenue une menace importante pour les poissons bathypélagiques (Drazen et al., 2019). Le tableau 5 résume les principales lacunes en matière de connaissances et de capacités dans le domaine de la biodiversité des poissons.

Tableau 5
Principales lacunes dans la compréhension de la biodiversité des poissons marins

Lacunes en matière de connaissances et de capacités	Exemples de mesures correctives prises visant à combler les lacunes
Infrastructure et capacités taxonomiques et biosystématiques	Plans nationaux et internationaux visant à soutenir et à développer les activités taxonomiques de base, la main-d'œuvre et les infrastructures (par exemple, Taxonomy Decadal Plan Working Group, 2018)
Mise à disposition des données existantes dans des répertoires mondiaux en accès libre	Sauvetage de données historiques, numérisation de spécimens de musées et de littérature historique sur la biodiversité (par exemple, Faulwetter et al., 2016)
Comprendre la diversité des poissons mésopélagiques et d'eau profonde	Régimes d'échantillonnage plus nombreux et de meilleure qualité, faisant appel à des technologies nouvelles (par exemple, Linley et al., 2016; Hidalgo et Browman, 2019)
Réponse des poissons à des facteurs de stress multiples et simultanés	Meilleure mise en relation des données pertinentes entre disciplines (par exemple, Hodgson et al., 2019)

Références

- Arthington, Angela H., and others (2016). Fish conservation in freshwater and marine realms: status, threats and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 26, No. 5, pp. 838–857.
- Bar-On, Yinon M., Rob Phillips, and Ron Milo (2018). The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 25, pp. 6506–6511. <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115>.
- Boettiger, Carl, and others (2012). rfishbase: exploring, manipulating and visualizing FishBase data from R. *Journal of Fish Biology*, vol. 81, No. 6, pp. 2030–2039.
- Caribbean Regional Fisheries Mechanism-Japan International Cooperation Agency (2019). *Fact-Finding Survey Regarding the Influx and Impacts of Sargassum Seaweed in the Caribbean Region*. Belize City: Caribbean Regional Fisheries Mechanism.
- Chamberlain, Scott (2018). *worms: World Register of Marine Species (WoRMS) Client* (version 0.4.0). <https://CRAN.R-project.org/package=worms>.
- Chamberlain, Scott, and M. Salmon (2018). *rredlist: IUCN Red List Client*. R Package. 0.6.0. <https://CRAN.R-project.org/package=rredlist>.
- Clark, Malcolm R., and Clive Roberts (2008). *Fish and Invertebrate Biodiversity on the Norfolk Ridge and Lord Howe Rise, Tasman Sea (NORFANZ Voyage, 2003)*. Wellington: Ministry of Fisheries.
- Comte, Lise, and Julian D. Olden (2017). Climatic vulnerability of the world's freshwater and marine fishes. *Nature Climate Change*, vol. 7, pp. 718–722.
- Curtis, Tobey H., and others (2018). First insights into the movements of young-of-the-year white sharks (*Carcharodon carcharias*) in the western North Atlantic Ocean. *Scientific Reports*, vol. 8, art. 10794.
- Drazen, Jeffrey C., and others (2019). Report of the workshop Evaluating the nature of midwater mining plumes and their potential effects on midwater ecosystems. *Research Ideas and Outcomes*, vol. 5, e33527. <https://doi.org/10.3897/rio.5.e33527>.
- Edgar, Graham J., and others (2016). New approaches to marine conservation through the scaling up of ecological data. *Annual Review of Marine Science*, vol. 8, pp. 435–461.
- Edwards, Thera, and Thérèse Yarde (2019). *The State of Biodiversity in the Caribbean Community: A Review of Progress Towards the Aichi Biodiversity Targets*. Caribbean Community Secretariat.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2018). *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Rome.
- Frelat, Romain, and others (2018). A three-dimensional view on biodiversity changes: spatial, temporal, and functional perspectives on fish communities in the Baltic Sea. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 7, pp. 2463–2475.
- Fricke, Ronald, and others (2011). Checklist of the fishes of New Caledonia, and their distribution in the Southwest Pacific Ocean (Pisces). *Stuttgarter Beiträge Zur Naturkunde A, Neue Serie*, vol. 4, pp. 341–463.
- Fricke, Ronald, and others (2015). Twenty-one new records of fish species (Teleostei) from the New Caledonian EEZ (south-western Pacific Ocean). *Marine Biodiversity Records*, vol. 8.
- Fricke, Ronald, and others (2020). Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, References. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>.
- Froese, Rainer, and Daniel Pauly (2019). FishBase. Available at www.fishbase.de/search.php.
- Gerringer, Mackenzie E., and others (2017). *Pseudoliparis swirei* sp. nov.: A newly-discovered hadal snail-fish (Scorpaeniformes: Liparidae) from the Mariana Trench. *Zootaxa*, vol. 4358, No. 1, pp. 161–177.
- Gordon, Dennis P., and others (2010). Marine Biodiversity of Aotearoa New Zealand. *PLoS One*, vol. 5, No. 8, e 10905.
- Hidalgo, Manuel, and Howard I. Browman (2019). *Developing the knowledge base needed to sustainably manage mesopelagic resources*. *ICES Journal of Marine Science* vol. 76, No. 3..

- Hilborn, Ray, and others (2020). Effective fisheries management instrumental in improving fish stock status. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 117, No. 4, pp. 2218–2224.
- International Council for the Exploration of the Sea (ICES) (2018). Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), 12–19 April 2018, San Pedro del Pinatar, Spain. <https://archimer.ifremer.fr/doc/00441/55216>.
- _____ (2019). Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO). *ICES Scientific Reports*, vol. 1, No. 27. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.4981>.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2019). *The IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org/en.
- Irigoien, Xabier, and others (2014). Large mesopelagic fishes biomass and trophic efficiency in the open ocean. *Nature Communications*, vol. 5, art. 3271.
- Jackson, J., and others (2014). *Status and Trends of Caribbean Coral reefs: 1970–2012*. Global Coral Reef Monitoring Network. Washington, D.C.: International Union for the Conservation of Nature Global Marine and Polar Program.
- Kessel, Steven Thomas, and others (2017). Conservation of reef manta rays (*Manta alfredi*) in a UNESCO World Heritage Site: Large-scale island development or sustainable tourism? *PloS One*, vol. 12, No. 10, e 0185419.
- Last, P.R., and others (2020). *Sympterichthys unipennis*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. e.T123423283A123424374. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-1.RLTS.T123423283A123424374.en>.
- Lefcheck, Jonathan S., and others (2019). Tropical fish diversity enhances coral reef functioning across multiple scales. *Science Advances*, vol. 5, No. 3, e aav6420.
- Linardich, C., and others (2017). *The Conservation Status of Marine Bony Shorefishes of the Greater Caribbean*. Gland, Switzerland: IUCN.
- Linley, Thomas D., and others (2016). Fishes of the hadal zone including new species, in situ observations and depth records of Liparidae. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 114, pp. 99–110.
- Marshall, Abigail M., and others (2016). Quantifying heterogeneous responses of fish community size structure using novel combined statistical techniques. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 5, pp. 1755–1768.
- Millar, C., and others (2019). IcesDatras: DATRAS Trawl Survey Database Web Services (version 1.3-0). <https://CRAN.R-project.org/package=icesDatras>.
- Monnereau, I., and H.A. Oxenford (2017). Impacts of climate change on fisheries in the coastal and marine environments of Caribbean Small Island Developing States (SIDS). *Caribbean Marine Climate Change Report Card: Science Review*, vol. 2017, pp. 124–154.
- Motomura, H., (2019). Chapter 4. Distribution. In *The Encyclopedia of Ichthyology*, pp. 163–206.
- Nañola, Cleto L., and others (2011). Exploitation-related reef fish species richness depletion in the epicenter of marine biodiversity. *Environmental Biology of Fishes*, vol. 90, No. 4, pp. 405–420.
- Nelson, Wendy, and others (2015). *National Taxonomic Collections in New Zealand*. Royal Society of New Zealand.
- OBIS (2018). *Ocean Biogeographic Information System*. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO.
- Oxenford, Hazel A., and others (2019). *Report on the Relationships between Sargassum Events, Oceanic Variables and Dolphinfish and Flyingfish Fisheries*. Bridgetown: Centre for Resource Management and Environmental Studies, University of the West Indies, Cave Hill Campus.
- Oxenford, Hazel, and Iris Monnereau (2018). Chapter 9: Climate change impacts, vulnerabilities and adaptations: Western Central Atlantic marine fisheries. In *Impacts of Climate Change on Fish and*

- Shellfish in the Coastal and Marine Environments of Caribbean Small Island Developing States (SIDS)*, M. Barange and others, eds. FAO Fisheries Technical Paper, No. 627, pp. 147–68.
- Provoost, Pieter, and Samuel Bosch (2019). Robis: R Client to access data from the OBIS API. Ocean Biogeographic Information System. Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. <https://cran.r-project.org/package=robis>.
- Queiroz, Nuno, and others (2019). Global spatial risk assessment of sharks under the footprint of fisheries. *Nature*, vol. 572, pp. 461–466.
- Rabosky, Daniel L., and others (2018). An inverse latitudinal gradient in speciation rate for marine fishes. *Nature*, vol. 559, pp. 392–395.
- Ramlogan, N.R., and others (2017). *Socio-Economic Impacts of Sargassum Influx Events on the Fishery Sector of Barbados*. CERMES Technical Report, No. 81. Bridgetown, Barbados: Centre for Resource Management and Environmental Studies, University of the West Indies, Cave Hill Campus.
- Roberts, Callum M., and others (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, vol. 295, No. 5558, pp. 1280–1284.
- Roberts, Clive D., and others (2019). *Checklist of the Fishes of New Zealand: Online Version 1.1*. –Wellington: Museum of New Zealand Te Papa Tongarewa. <https://collections.tepapa.govt.nz/document/10564>.
- Roberts, Clive D., and Chris D. Paulin (1997). Fish collections and collecting in New Zealand. In *Collection Building in Ichthyology and Herpetology*, Theodore W. Pietsch and William D. Anderson, Jr., eds., ASIH Special Publication 3. pp. 207–229.
- Roberts, Clive D., and others (2015). *The Fishes of New Zealand*. Te Papa Press.
- Robinson, James P.W., and others (2019). Thermal stress induces persistently altered coral reef fish assemblages. *Global Change Biology*, vol. 25, No. 8, pp. 2739–2750.
- Rodríguez-Martínez, R.E., and others (2019). Faunal mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic *Sargassum*. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 146, pp. 201–205.
- Sala, Enric, and Sylvaine Giakoumi (2017). No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 3, pp. 1166–1168. <http://doi.org/10.1093/icesjms/fsx059>.
- Shelton, P.A., and A.F. Sinclair. 2008. It's time to sharpen our definition of sustainable fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65, pp. 2305–2314.
- Stein, R. William, and others (2018). Global priorities for conserving the evolutionary history of sharks, rays and chimaeras. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 2, pp. 288–298.
- Sutton, Tracey T., and others (2017). A global biogeographic classification of the mesopelagic zone. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 126, pp. 85–102.
- Taxonomy Decadal Plan Working Group (2018). *Discovering Diversity: A Decadal Plan for Taxonomy and Biosystematics in Australia and New Zealand 2018–2028*. Canberra and Wellington: Australian Academy of Science and Royal Society Te Apārangi.
- Törnroos, Anna, and others (2019). Four decades of functional community change reveals gradual trends and low interlinkage across trophic groups in a large marine ecosystem. *Global Change Biology*, vol. 25, No. 4, pp. 1235–1246.
- Tsikliras, Athanassios C., and others (2019). Synchronization of Mediterranean pelagic fish populations with the North Atlantic climate variability. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 159, pp. 143–151.
- United Nations (2017a). Chapter 34: Global patterns in marine biodiversity. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press Cambridge.
- _____ (2017b). Chapter 35: Extent of assessment of marine biological diversity. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*, pp. 525–54. Cambridge: Cambridge University Press.

- _____ (2017c). Chapter 40: Sharks and other elasmobranchs. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017d). Chapter 41: Tunas and billfishes. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017e). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Van Beveren, Elisabeth, and others (2020). An example of how catch uncertainty hinders effective stock management and rebuilding. *Fisheries Research*, vol. 224, doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105473.
- Van der Laan, R., and R. Fricke (2019). Eschmeyer's Catalog of Fishes: Classification, vol. 12. www.calacademy.org/scientists/catalog-of-fishes-classification.
- Van Tussenbroek, Brigitta I., and others (2017). Severe impacts of brown tides caused by *Sargassum* spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 122, Nos. 1 and 2, pp. 272–281.
- Villarrubia-Gómez, P., and others (2018). Marine plastic pollution as a planetary boundary threat – The drifting piece in the sustainability puzzle. *Marine Policy*, vol. 96, pp. 213–220.
- Wabnitz, Colette C.C., and others (2018). Ecotourism, climate change and reef fish consumption in Palau: Benefits, trade-offs and adaptation strategies. *Marine Policy*, vol. 88, pp. 323–332.
- Walls, Rachel H.L., and Nicholas K. Dulvy (2019). Predicting the conservation status of Europe's Data Deficient sharks and rays. *BioRxiv*.
- Wang, Mengqiu, and others (2019). The great Atlantic *Sargassum* belt. *Science*, vol. 365, No. 6448, pp. 83–87.
- Webb, Thomas J., and Beth L. Mindel (2015). Global patterns of extinction risk in marine and non-marine systems. *Current Biology*, vol. 25, No. 4, pp. 506–511.
- World Register of Marine Species (WoRMS) (2019). WoRMS taxon details. Pisces. www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=11676.
- WoRMS Editorial Board (2019). World Register of Marine Species. www.marinespecies.org.

Chapitre 6D

Mammifères

marins

Contributeurices et contributeurs : David Lusseau (organisateur de l'équipe de rédaction), Luciano Dalla Rosa, Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), André Silva Barreto, Mette Skern-Mauritzen, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre) et Marta Soeffker.

Principales observations

- Les mammifères marins jouent un rôle clé dans les écosystèmes marins en termes de biomasse, de consommation et de transfert énergétique. Leur contribution économique et culturelle aux communautés côtières demeure essentielle.
 - Le nombre d'espèces pour lesquelles on dispose d'un état de conservation a augmenté. Grâce à de nouvelles données, huit espèces ne figurent plus dans la catégorie « Données insuffisantes ». Trente-six pour cent des espèces de mysticètes connaissent une augmentation de leur population. Dans l'ensemble, l'état de conservation des dauphins côtiers, des siréniens et des deux espèces marines de loutres se détériore. Le marsouin du Pacifique est quant à lui en danger critique d'extinction.
- On observe un manque de données sur l'abondance de population d'un grand nombre d'espèces.
- Les prises accidentelles demeurent l'une des principales menaces pour la conservation de nombreuses espèces. Les menaces indirectes, telles que l'altération de l'habitat, la surpêche de proies, la pollution terrestre, la pollution sonore anthropique, les collisions avec les navires et les perturbations liées au trafic maritime sont de plus en plus fréquentes, en particulier dans les zones côtières.
 - Il semble que la consommation de petits mammifères marins qui sont victimes collatérales de la chasse et de la pêche augmente dans certains pays côtiers en développement.

1. Introduction

Il existe 132 espèces de mammifères marins (cétacés, pinnipèdes, siréniens, loutres et ours polaires) aux habitudes variées, allant des cosmopolites à des populations locales nombreuses et sédentaires (comme certaines espèces de dauphins), en passant par des espèces endémiques d'écorégions spécifiques (comme les dauphins d'eau douce). Dans la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), les prises directes (y compris les prises commerciales et de subsistance), les interactions entre les pêches (y compris l'enchevêtrement et les prises accidentelles) et la modification de l'habitat (y compris les perturbations, les aménagements côtiers et fluviaux et les changements climatiques) ont été considérées comme les principales pressions ayant une influence sur les tendances de l'abondance des mammifères marins.

Dans le présent chapitre, l'évolution de la situation mondiale des mammifères marins depuis la première Évaluation est présentée sur la base des évaluations de la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) réalisées par les groupes d'experts sur les mammifères marins de la

Commission de la sauvegarde des espèces de l'UICN (UICN, 2019). Ces évaluations sont complétées par la littérature primaire, le cas échéant. Le présent chapitre porte également sur l'évolution des menaces pesant sur la conservation (UICN, 2019) des espèces, calculée sur deux décennies (de 1999 à 2008 et de 2009 à 2018).

Dans l'ensemble, on note une diminution du nombre d'espèces de mammifères marins figurant dans la catégorie « Données insuffisantes », en raison de l'augmentation des informations sur les populations (figure I). Depuis la première Évaluation, huit espèces de mammifères marins ont vu leur état de conservation s'améliorer et quatre se dégrader (figure I). Ces tendances dressent un tableau qui suscite un optimisme prudent. À l'échelle mondiale, elles témoignent d'une certaine efficacité des mesures de gestion individuelles qui ont été prises pour réduire les menaces notoires pour la conservation, et des efforts accrus pour collecter des données et des informations sur les espèces de mammifères marins.

Depuis la première Évaluation, des progrès ont été réalisés dans la compréhension du rôle des mammifères marins dans l'état et la productivité des systèmes marins (Roman et al., 2014), notamment en matière de cycle des nutriments et de stockage du carbone (Doughty et al., 2016), de cascades trophiques (Estes et al., 2016; Burkholder et al., 2013; Kiszka et al., 2015) et d'espèces ingénieurs. La diminution des populations de loutres de mer a eu de profondes répercussions sur les écosystèmes côtiers du Pacifique oriental (Estes et al., 1998; Estes et al., 2016). Le rétablissement continu des mysticètes, après leur surexploitation aux XIX^e et XX^e siècles, devrait influencer les réseaux trophiques marins de multiples façons, notamment par le jeu de la consommation, mais aussi des transferts vertical (à travers la colonne d'eau) et horizontal (entre l'aire d'alimentation et de mise bas) des nutriments (Roman et al., 2014). Comme tous les prédateurs des systèmes marins, les populations de mammifères marins sont affectées par la variabilité de la période et du lieu de la productivité des bassins océaniques. Parce qu'elles sont capables d'adapter leurs comportements, certaines espèces sont susceptibles de mieux résister que d'autres aux évolutions des dynamiques de la productivité marine causées par

les changements climatiques et la surexploitation (Sydeman et al., 2015; Moore et Reeves, 2018).

Les prises intentionnelles à des fins de subsistance ou des fins commerciales ainsi que les prises accidentelles et enchevêtrements dans les engins de pêche restent les principales menaces pour la conservation de l'ensemble des groupes de mammifères marins, selon les évaluations menées par l'UICN (figure II; UICN, 2019). Dans de nombreuses zones marines, la diversification des activités océaniques humaines, notamment aux fins de production énergétique et d'exploitation minière opérées dans le cadre de l'expansion de l'économie bleue (Eikeset et al., 2018), présente de nouveaux défis quant à la conservation des mammifères marins. Il en ressort que les changements climatiques et les modifications connexes de la dynamique des écosystèmes marins, le bruit anthropique, les collisions avec les navires, la modification de l'habitat et les perturbations du comportement pèsent aujourd'hui sur un plus grand nombre d'espèces (figure II; UICN, 2019). Fait essentiel, les menaces individuelles peuvent interagir et entraîner des effets cumulatifs, aggravant leurs impacts sur les espèces (National Academies of Sciences, Engineering and Medicine, 2017; voir aussi chap. 25).

Figure I.A
Évolution de l'état de conservation des mammifères marins sur trois périodes d'évaluation (avant 1999, de 1999 à 2008, et de 2009 à 2018), sur la base des évaluations de la Liste rouge de l'UICN

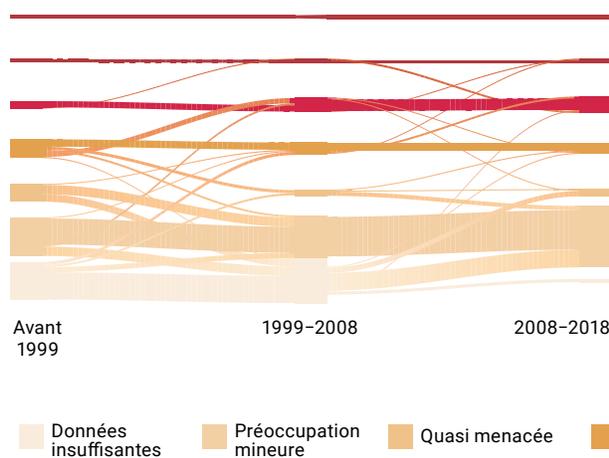


Figure I.B
Composition de l'état de conservation actuel des espèces de mammifères marins, par groupe

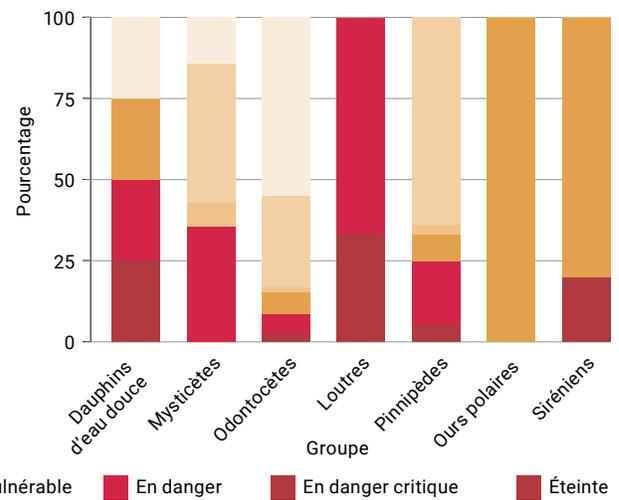


Figure II.A
Menaces actuellement répertoriées pour la conservation de l'ensemble des mammifères marins, classées en fonction de la chronologie de leur impact sur ces espèces

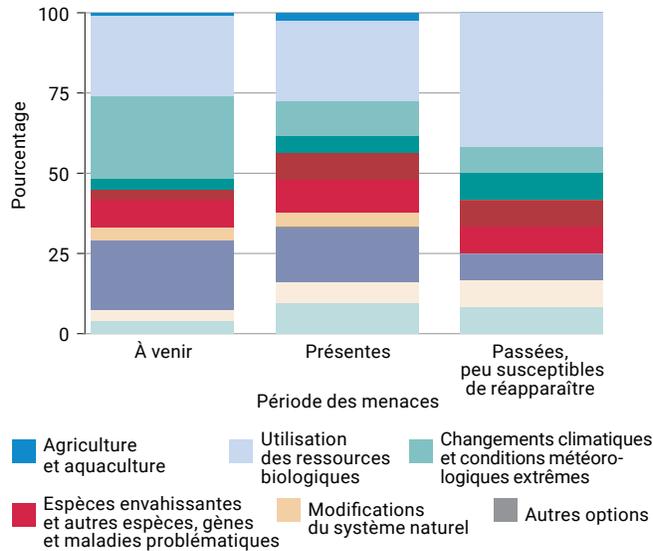
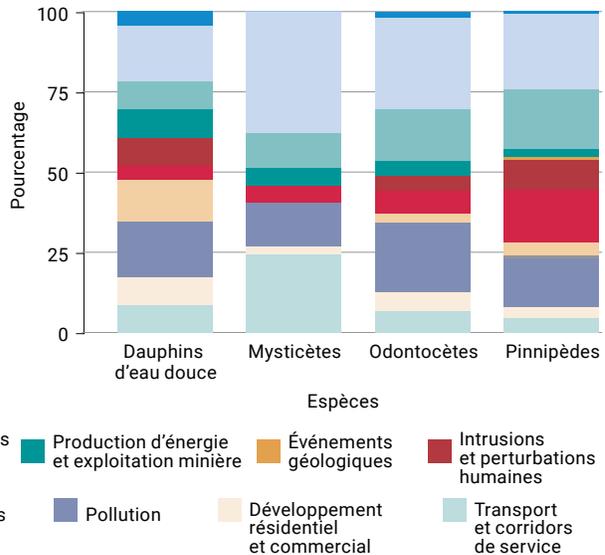


Figure II.B
Menaces sur la conservation pour des groupes spécifiques



Note : Les catégories de menaces utilisées sont celles du système de classification des menaces de l'UICN, qui classe le bruit anthropique dans les pollutions, et catégorise la pêche et l'exploitation des ressources aquatiques dans les utilisations de ressources biologiques (UICN, 2019).

2. Cétacés

2.1. Mysticètes

2.1.1. Diversité

Quatorze espèces de mysticètes sont actuellement répertoriées. Elles sont réparties en quatre familles (Balaenidae, Balaenopteridae, Neobalaenidae et Eschrichtiidae).

2.1.2. Abondance et principales menaces

Parmi les espèces de Balaenidae, la baleine boréale (*Balaena mysticetus*) et la baleine franche australe (*Eubalaena australis*) sont classées dans la catégorie « Préoccupation mineure », ce qui correspond aux tendances de croissance de leur population. Cependant, cette croissance ne concerne pas toutes les populations géographiquement établies de ces espèces (George et al., 2018). La baleine franche de l'Atlantique Nord (*E. glacialis*) a

récemment été classée dans la catégorie « En danger ». Selon les estimations, la population de cette espèce aurait augmenté entre 1990 et 2010, pour ensuite diminuer de 16 % au cours des années suivantes (Pettis et al., 2018). On ne dispose pas de données sur la taille et l'évolution de la population de baleines franches du Pacifique Nord (*E. japonica*) (« En danger ») à l'échelle de leur zone de répartition.

Parmi les espèces de Balaenopteridae, de nouvelles informations sur le petit rorqual de l'Antarctique (*Balaenoptera bonaerensis*) et la baleine de Bryde (*B. edeni*) ont permis de mettre à jour leur état de conservation. Ces espèces sont passées de la catégorie « Données insuffisantes » (DD) à « Quasi-menacée » et « Préoccupation mineure », respectivement (figure III.A). À l'échelle mondiale, les estimations indiquent des tendances à la hausse pour les populations de baleines bleues (*B. musculus*,

« En danger »), de rorquals boréaux (*B. Borealis*, « En danger ») et de baleines à bosse (*Megaptera novaeangliae*, « Préoccupation mineure »), avec des populations qui se rétablissent de l'exploitation baleinière industrielle (UICN, 2019). L'augmentation de la population du rorqual commun (*B. physalus*) lui a valu d'être déclassé comme espèce « En danger » pour rejoindre la catégorie « Vulnérable ». La baleine grise (*Eschrichtius robustus*) est classée dans la catégorie « Préoccupation mineure » et sa population considérée comme stable, tandis que l'abondance et l'évolution de la population de baleines franches pygmées (*Caperea marginata*), classées dans la même catégorie, sont inconnues.

Selon les évaluations de la Liste rouge de l'UICN, les principales menaces pesant actuellement sur les mysticètes sont : l'enchevêtrement dans les engins de pêche (rorqual commun, baleine grise, baleine à bosse et baleine franche de l'Atlantique Nord), la pêche [petit rorqual de l'Atlantique Nord (*B. acutorostrata*), petit rorqual de l'Antarctique et rorqual boréal] et les collisions avec des navires (baleine bleue, rorqual commun, baleine grise, baleine à bosse, baleine franche de l'Atlantique Nord, baleine franche du Pacifique Nord et baleine franche australe) (UICN, 2019). Les effets des changements climatiques sur la productivité biologique et, partant, sur la disponibilité des proies (Cabrera et al., 2018) sont préoccupants. Toutes les observations et les projections ne concordent pas pour certaines espèces. La population de baleines boréales, une espèce endémique de l'Arctique, est par exemple en augmentation malgré la perte rapide de glace à laquelle on assiste aujourd'hui (Moore et Reeves, 2018) et le déclin des proies qui devrait en résulter. Il importe de noter que les changements environnementaux peuvent interagir avec d'autres menaces anthropiques et provoquer des impacts synergiques inattendus (Moore et al., 2019; Seyboth et al., 2016). Par exemple, la baleine franche de l'Atlantique Nord a migré dans des zones de navigation et de pêche commerciale non protégées à cause des changements climatiques, ce qui

a entraîné une augmentation de la mortalité associée aux enchevêtrements et aux collisions avec les navires (Corkeron et al., 2018; Meyer-Gutbrod et Greene, 2018). D'une manière générale, la prise directe de mysticètes par le truchement de la pêche commerciale et de la pêche de subsistance se situe dans des limites durables.

2.2. Cétacés à dents, dauphins et marsouins (Odontocètes)

2.2.1. Diversité

Soixante-quinze espèces d'odontocètes réparties en 10 familles sont répertoriées dans le monde. La famille des Delphinidae est la plus diversifiée et comprend certaines des espèces les plus menacées (figure III.C)¹.

2.2.2. Abondance et principales menaces

Odontocètes, dauphins et marsouins pélagiques

Les populations de cétacés pélagiques sont réparties sur de vastes régions, aussi il est souvent difficile d'évaluer l'évolution de leur nombre et les menaces qui pèsent sur elles. Par conséquent, la plupart des espèces océaniques sont toujours classées dans la catégorie « Préoccupation mineure », à l'exception du grand cachalot (*Physeter macrocephalus*, « Vulnérable ») et de la fausse orque (*Pseudorca crassidens*, qui est passée de la catégorie « Données insuffisantes » à la catégorie « Quasi menacée »). La taille et l'évolution de la population mondiale de grands cachalots n'ont pas été évaluées récemment. Les ziphiidés comprennent 22 espèces pélagiques. Ces animaux, qui plongent à de grandes profondeurs, sont encore méconnus. Une nouvelle espèce a été proposée (*Berardius minimus*) et fait actuellement l'objet d'une étude (Yamada et al., 2019). On manque de données sur l'état de conservation de toutes les espèces de ce groupe, à l'exception de l'*Hyperoodon planifrons* et de la baleine de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), toutes deux classées dans la catégorie « Préoccupation mineure ». À l'échelle mondiale, l'orque (*Orcinus orca*), une

¹ Il est à noter que cette menace a probablement diminué avec l'arrêt de l'exploitation baleinière dans l'océan Austral.

espèce cosmopolite, est classée dans la catégorie « Données insuffisantes », mais la petite population côtière australe du Pacifique Nord-Est appartient à la catégorie « En danger » aux États-Unis d'Amérique et au Canada, en raison des menaces associées à la disponibilité des proies, aux perturbations liées aux navires et au bruit, ainsi qu'à l'accumulation de contaminants (Southern Resident Orca Taskforce, 2019).

L'enchevêtrement dans les engins de pêche est reconnu comme une menace pour plusieurs espèces océaniques (UICN, 2019). D'autres interactions avec les pêches, comme la déprédation des prises et le vol d'appâts par les fausses orques, les orques et les grands cachalots, peuvent entraîner des mesures dissuasives telles que des tirs et donc des décès (Tixier et al., 2019; Werner et al., 2015; Hamer et al., 2012). Les bruits anthropiques, et en particulier ceux produits par les sonars actifs à moyenne fréquence, sont préoccupants pour les espèces qui plongent en profondeur, comme les ziphiidés, l'espèce *Kogia* et le grand cachalot (Pirotta et al., 2018; Harris et al., 2018). La diminution de la glace de mer et le réchauffement des eaux ont augmenté les interactions entre les espèces vivant sur la glace, comme le narval (*Monodon monoceros*), et davantage d'espèces de mammifères boréaux tels que l'orque, tout en réduisant l'accessibilité des habitats de recherche de nourriture (Breed et al., 2017).

Dauphins et marsouins côtiers et estuariens

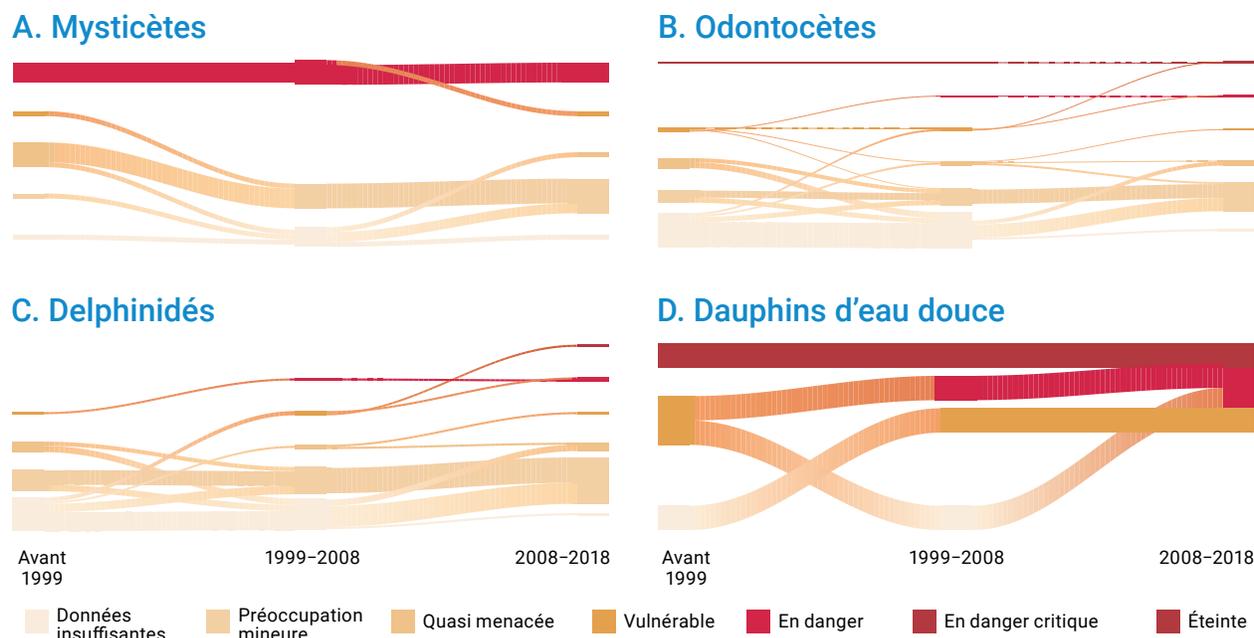
Ce groupe est principalement représenté par des espèces ou des populations côtières et régionales restreintes, y compris des espèces endémiques (Möller, 2012). Par conséquent, il est le plus susceptible d'interagir avec l'homme. Le fait que 10 des 35 espèces présentent des tendances à la baisse, dont deux « En danger critique », quatre « En danger » et quatre « Vulnérables », illustre cette propension (figure III B). Des populations limitées au niveau régional peuvent entraîner des variations locales de l'état de conservation. Par exemple, alors que le grand dauphin (*Tursiops truncatus*) est classé dans la catégorie « Préoccupation mineure » au niveau mondial, sa population régionale est « En danger critique » dans le

Fiordland, en Nouvelle-Zélande, « Vulnérable » en Méditerranée et « En danger » dans la mer Noire. Les populations de dauphins côtiers et estuariens sont principalement menacées par les captures intentionnelles et accidentelles des pêches. En dépit des plans de gestion, l'incapacité à réduire les captures à des niveaux durables a entraîné un grave déclin de certaines populations, en particulier du marsouin du Pacifique (*Phocoena sinus*) (Jaramillo-Legorreta et al., 2019) et du dauphin de Maui (*Cephalorhynchus hectori maui*) (Baker et al., 2016). En particulier, le marsouin du Pacifique présente un risque élevé d'extinction au cours de la prochaine décennie (Rojas-Bracho et al., 2019). Parmi les autres menaces qui pèsent sur les dauphins et les marsouins côtiers, citons les changements climatiques et les modifications connexes de la dynamique des écosystèmes marins, la pollution, les collisions avec les navires, les nouvelles maladies et les perturbations causées par les activités humaines industrielles et récréatives.

Dauphins d'eau douce

Les dauphins d'eau douce (figure III.D) comprennent le dauphin de Chine (*Lipotes vexillifer*), actuellement classé dans la catégorie « En danger critique » (probablement éteint) (UICN, 2019), ainsi que le Boto (*Inia geoffrensis*), dont la population a décliné de 70 % dans la réserve de Mamirauá au Brésil en moins d'une génération de dauphins (da Silva et al., 2018), le dauphin du Gange (*Platanista gangetica*) et le dauphin de l'Indus (*P. g. minor*), qui sont tous actuellement classés dans la catégorie « En danger ». Les estimations de l'abondance de ces espèces sont insuffisantes. Les principales menaces qui pèsent sur toutes ces espèces sont les projets de mise en valeur des ressources en eau, qui fragmentent les habitats, la pollution due au ruissellement, les prises accidentelles, les prises directes et autres modifications anthropiques de l'habitat, qui ensemble entraînent un déclin continu des populations (UICN, 2019). La plupart des espèces de dauphins d'eau douce appartiennent à des espèces monotypiques et leur disparition signifie donc la perte de lignées évolutives entières.

Figure III
Évolution de l'état de conservation sur trois périodes d'évaluation (avant 1999, de 1999 à 2008, et de 2009 à 2018), sur la base des évaluations de la Liste rouge de l'UICN



3. Pinnipèdes

3.1. Diversité

Trente-trois espèces existantes et deux espèces récemment éteintes sont identifiées au sein de trois familles de pinnipèdes (Otariidae, Phocidae et Odobenidae). La plupart des pinnipèdes ont une aire de répartition limitée, sept espèces étant limitées aux eaux froides tempérées et arctiques de l'hémisphère nord, et quatre aux eaux antarctiques de l'hémisphère sud. Quatre autres espèces sont respectivement limitées à la mer Caspienne, au lac Baïkal, aux îles Hawaï et à la Méditerranée.

3.2. Abondance et principales menaces

3.2.1. Phocidae

Des tendances mondiales sont disponibles pour huit espèces de phocidés : quatre sont en augmentation, dont le phoque moine de Méditerranée (*Monachus monachus*, qui a été

déclassé de la catégorie « En danger critique » pour rejoindre la catégorie « En danger »); une est en diminution, à savoir le phoque moine d'Hawaï (*Neomonachus schauinslandi*, « En danger »); et trois sont stables (figure IV A). En Antarctique, l'espèce la plus abondante est le phoque crabier (*Lobodon carcinophaga*), qui compte environ quatre millions d'individus adultes et le phoque du Groenland (*Pagophilus groenlandicus*) en Arctique, avec environ 4,5 millions d'individus adultes (UICN, 2019).

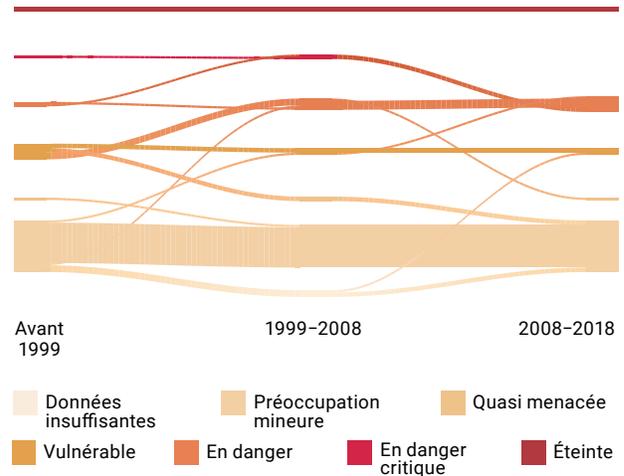
Les menaces pesant sur les phocidés sont les mêmes pour toutes les espèces et comprennent la perte et la modification de l'habitat (perte de zones de mise bas et de repos), les interactions avec la pêche (mise à mort intentionnelle, enchevêtrement et concurrence) et la transmission de maladies, potentiellement par les animaux de compagnie et les mammifères terrestres sauvages (figure IV.B; UICN, 2019). Le récent changement de tendance dans la population de phoques moines de Méditerranée pourrait être le résultat d'adaptations

locales réussies de l'espèce, dues en partie à l'évitement des interactions humaines [par exemple, utilisation de refuges, changements dans la gestion de l'environnement et diminution des interactions (Notarbartolo di Sciara et Kotomatas, 2016)].

3.2.2. Otariidae

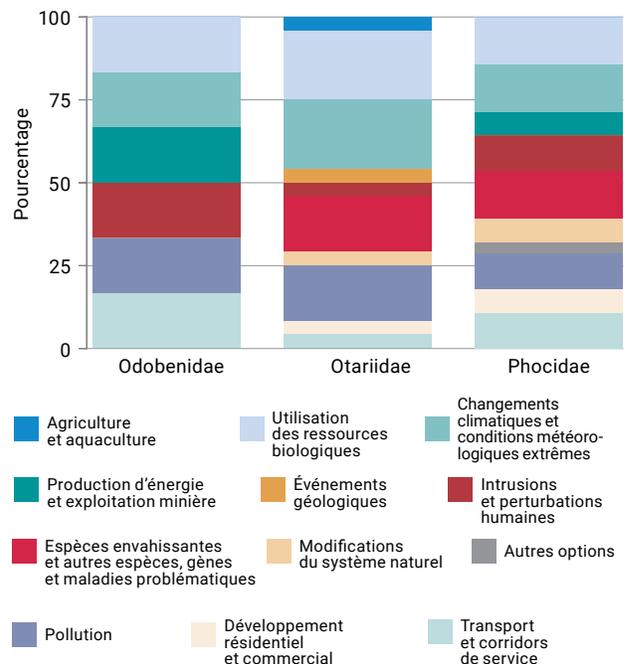
Les populations d'Otariidés actuellement menacés [par exemple, le lion de mer de Nouvelle-Zélande (*Phocarctos hookeri*), le lion de mer australien (*Neophoca cinereal*) et l'otarie des Galapagos (*Zalophus wolfebaeki*)] continuent de décliner, tandis que les espèces classées dans la catégorie « Préoccupation mineure » augmentent [par exemple, l'otarie à fourrure de Nouvelle-Zélande (*Arctocephalus forsteri*) et l'otarie de Californie (*Zalophus californianus*)]. Le lion de mer de Steller (*Eumetopias jubatus*) est une exception, l'espèce ayant été déclassée de la catégorie « En danger » pour rejoindre la catégorie « Quasi menacée » en 2012 (UICN, 2019). Cette amélioration est en grande partie due au fait que la population de la sous-espèce du lion de mer de Steller (*Eumetopias jubatus monteriensis*) de Loughlin a été multipliée par deux depuis les années 1980 après avoir été protégée de la chasse. Bien qu'en augmentation dans certaines parties de son aire de répartition, la population de lions de mer de Steller occidental (*E. j. jubatus*) continue de décliner dans les îles Aléoutiennes. Les espèces d'otariidés actuellement signalées comme menacées ont tendance à avoir des aires de répartition plus limitées et sont donc sensibles aux changements rapides de la productivité marine induits par les changements climatiques (Atkinson et al., 2008; McClatchie et al., 2016) (figure IV.B). Les autres menaces sont les interactions avec les pêches (prises accidentelles et concurrence pour les proies) (Chilvers, 2012; Hamer et al., 2013). Bien que la gestion des prises accidentelles ait réduit la mortalité liée à la pêche chez certaines espèces, d'autres facteurs peuvent interagir avec cette menace pour la conservation, entraînant une réduction de la survie à certains stades de la vie et de certaines cohortes, et donc un rétablissement insuffisant (Hamilton et Baker, 2019).

Figure IV.A
Évolution de l'état de conservation des pinnipèdes sur trois périodes d'évaluation (avant 1999, de 1999 à 2008, et de 2009 à 2018), sur la base des évaluations de la Liste rouge de l'UICN



Note : Les catégories de menaces utilisées sont celles du système de classification des menaces de l'UICN, qui classe le bruit anthropique dans les pollutions, et catégorise la pêche et l'exploitation des ressources aquatiques dans les utilisations de ressources biologiques (UICN, 2019).

Figure IV.B
Composition des menaces actuelles et futures pour les trois familles de pinnipèdes



3.2.3. Odobenidae

L'unique espèce de la famille des Odobenidae, le morse (*Odobenus rosmarus*), est actuellement classée dans la catégorie « Vulnérable ». On estime sa population à 225 000 individus, bien que l'évolution de celle-ci soit inconnue (UICN, 2019). Si elles ont été exploitées de manière non durable par le passé, les méthodes de gestion actuelles permettent des prises durables. Les changements climatiques et la

modification de l'habitat qui en découle devraient affecter les niveaux de capture durable de l'espèce (MacCracken, 2012), avec des conséquences sur la sécurité alimentaire de l'être humain. Le développement des activités industrielles humaines dans l'Arctique, lié à la perte de la glace de mer, aggrave encore les menaces qui pèsent sur la conservation de cette espèce (Moore et Reeves, 2018).

4. Siréniens

4.1. Diversité

L'ordre des Siréniens comporte quatre espèces existantes : le lamantin d'Afrique (*Trichechus senegalensis*), le lamantin des Caraïbes (*Trichechus manatus*), le dugong (*Dugong dugon*) et le lamantin d'Amazonie (*Trichechus inunguis*), certaines données probantes attestant d'une partition génétique entre les populations à travers leurs aires de répartition (Hunter et al., 2010).

4.2. Abondance et principales menaces

On ne dispose toujours d'aucune estimation des populations de ces quatre espèces. Des

données probantes indirectes indiquent une tendance à la baisse des populations et toutes les espèces sont classées dans la catégorie « Vulnérable » (UICN, 2019). Dans l'ensemble, les principaux facteurs associés à la diminution des populations sont la perte d'habitat, les prises directes et accidentelles et les collisions avec les bateaux (UICN, 2019). Dans le nord-est du Brésil, la mortalité élevée des nouveau-nés et des veaux est liée à la diminution des habitats de mise bas associée au développement des élevages de crevettes et à l'envasement des estuaires (Balensiefer et al., 2017).

5. Loutres et ours polaires

5.1. Diversité

La famille des Mustelidae comprend deux espèces de loutre marine existantes [la loutre marine (*Lontra felina*) et la loutre de mer (*Enhydra lutris*)]. La famille des Ursidae comprend une espèce marine existante, l'ours polaire (*Ursus maritimus*).

5.2. Abondance et principales menaces

5.2.1. Loutres marines et loutres de mer

Bien qu'on ne dispose pas d'estimations des populations mondiales de ces deux espèces, on considère qu'elles sont globalement en baisse

en raison de leur incapacité à se rétablir complètement de leur surexploitation historique pour leur fourrure. Par conséquent, ces deux espèces sont actuellement classées dans la catégorie « En danger ». Néanmoins, plusieurs populations restantes sont désormais en augmentation grâce à des programmes de gestion de la conservation. Les nouvelles menaces qui limitent leur rétablissement sont les maladies, l'exploitation et le transport du pétrole en mer (y compris les déversements), le braconnage, les prises accidentelles, la mise à mort intentionnelle et la perturbation causées par les activités récréatives (Duplaix et Savage, 2018). On a lié la variabilité de leurs populations aux événements El Niño et aux effets associés sur les écosystèmes côtiers du Pacifique. Bien

que les changements attendus de l'oscillation australe d'El Niño ne soient pas clairement établis, toute modification de fréquence et d'intensité peut avoir un impact sur la loutre de mer (Vianna et al., 2010).

5.2.2. Ours polaire

L'ours polaire est toujours classé dans la catégorie « Vulnérable », l'évolution de sa population restant inconnue. Selon des estimations récentes, la population mondiale d'ours polaire oscillerait entre 16 000 et 31 000 (Hamilton et

Derocher, 2019). L'habitat glaciaire arctique est essentiel aux principales fonctions démographiques de cette espèce, et sa perte induite par les changements climatiques constitue la menace la plus sérieuse pour cette dernière (Regehr et al., 2016). La population d'ours polaires subit l'influence croissante de nouveaux agents pathogènes, issus de la réduction de la glace de mer et de l'intensification des activités industrielles et récréatives, à mesure que la région devient plus accessible (Hamilton et Derocher, 2019).

6. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

6.1. Consommation et concurrence

Le rétablissement de plusieurs populations de mammifères marins crée des sources de conflits potentiels dans certaines régions et des possibilités dans d'autres. Les mammifères marins sont capables d'apprendre à faire le lien entre les activités de pêche et la disponibilité alimentaire, ce qui entraîne le développement de comportements de dépréciation des prises des navires de pêche (Tixier et al., 2019) et crée des conflits avec les opérations aquacoles (Guerra, 2019).

Après une augmentation des prises de petits rorquals et une reprise de la chasse commerciale au rorqual commun avant la première Évaluation, les prises commerciales de petits rorquals dans l'Atlantique Nord ont diminué et se sont stabilisées², et les prises commerciales de rorquals communs ont été suspendues en 2019 et 2020 (de petites quantités ont été capturées depuis la première Évaluation dans le cadre des prises de subsistance réglementées). Au cours de la même période, les captures de pinnipèdes et d'autres cétacés dans l'hémisphère nord sont restées relativement stables dans l'ensemble [North Atlantic Marine Mammal Commission (NAMMCO),

2019; Commission baleinière internationale (CBI), 2019]. Les captures de mysticètes dans le Pacifique Nord occidental sont restées globalement stables depuis la première Évaluation (CBI, 2019, captures effectuées avec permis spéciaux) et les captures dans les eaux antarctiques ont été suspendues en 2019 (CBI, 2019). La chasse de subsistance réglementée des mammifères marins reste stable (NAMMCO, 2019; CBI, 2019). Deux organisations intergouvernementales offrent toujours une tribune pour discuter de l'évaluation et de la gestion des captures de mammifères marins : la CBI, créée en 1946, et la NAMMCO, créée en 1992.

Les prises accidentelles de mammifères marins peuvent constituer un complément aux prises de la pêche pour la consommation humaine. Cette pratique peut être associée à la chasse ou à l'utilisation d'animaux échoués dans certains pays (Robards et Reeves, 2011). Les mammifères marins utilisés à ces fins sont regroupés sous l'appellation « viande d'animaux sauvages aquatiques »³ ou « viande de brousse marine », ce dernier terme offrant une analogie avec la viande de brousse terrestre utilisée pour assurer la sécurité alimentaire dans les régions défavorisées (Cosentino

² Voir <https://nammco.no>.

³ Voir la résolution 12.15 de la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage, relative à la viande d'animaux sauvages aquatiques.

et Fisher, 2016; Clapham et Van Waerebeek, 2007). La capture et la consommation d'espèces côtières à des latitudes basses ont probablement augmenté (Robards et Reeves, 2011), en particulier en Asie du Sud-Est et en Afrique de l'Ouest (Porter et Lai, 2017; Liu et al., 2019; Mintzer et al., 2018; Van Waerebeek et al., 2017), où la constance de ces pratiques est souvent inconnue. Comme la modification de l'habitat associée aux changements climatiques redistribue les espèces avec de possibles répercussions sur l'abondance des populations (Moore et Reeves, 2018), les communautés qui dépendent de l'exploitation des mammifères marins pour leur alimentation sont également susceptibles d'être touchées, ce qui posera des problèmes de sécurité alimentaire à l'avenir (Brinkman et al., 2016).

Les mammifères marins restent culturellement importants. Ils font partie de l'imagerie des traditions et cultures côtières et certaines parties de leurs corps sont utilisées pour confectionner des objets. Ce patrimoine culturel est essentiel à la cohésion et à l'identité des communautés et comprend des éléments uniques, comme la pêche coopérative entre les populations et les dauphins au Brésil (Daura-Jorge et al., 2012).

6.2. Activités non létales

Les mammifères marins demeurent une composante essentielle du tourisme maritime, qui a augmenté⁴ et s'est diversifié (Hoyt, 2018). Quelques données probantes témoignent

de l'expansion du tourisme axé sur les mammifères marins dans de nouvelles régions et de l'augmentation des taux d'observation dans des lieux d'activité touristique avancée, en raison des changements de répartition associés au rétablissement de la population et aux changements climatiques (par exemple, Accardo et al., 2018; Halliday et al., 2018). Le tourisme est désormais considéré comme une menace pour la conservation de 11 espèces de cétacés et de 13 espèces de pinnipèdes (figure II; UICN, 2019). Les activités touristiques peuvent générer des revenus pour les communautés côtières, à condition que des programmes de gestion appropriés soient élaborés pour garantir que les populations de mammifères marins ne sont pas surexploitées (Christiansen et Lusseau, 2015; Pirotta et Lusseau, 2015), que les investissements sont responsables et que les bénéfices demeurent au sein de la communauté (Higham et al., 2016). Dans l'espoir d'apporter un soutien aux gestionnaires, aux régulateurs et aux exploitants, la CBI et la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage ont rédigé un manuel sur l'observation des baleines, qui fournit des conseils pour la gestion des activités d'observation des baleines. Ce manuel fait l'objet d'une révision annuelle et son contenu est régulièrement mis à jour. La contribution socioécologique que le tourisme lié aux mammifères marins apporte aux communautés côtières mondiales n'a pas encore été quantifiée.

7. Perspectives

Parmi les succès en matière de conservation des mammifères marins, on peut citer la fin de la surpêche des baleines bleues et des prises accidentelles non durables résultant de la pêche industrielle pélagique aux filets dérivants (Reeves et al., 2013). On peut s'attendre à une amélioration continue des stocks tant que les efforts de gestion seront maintenus (Bejder

et al., 2016) et qu'ils ne seront pas compromis par les changements climatiques (Tulloch et al., 2019).

Le nombre d'espèces classées dans les catégories « En danger » et « En danger critique » (22 espèces) montre clairement les défis urgents en matière de gestion et de conservation. Presque toutes les espèces et sous-

⁴ Voir la résolution 11.29 de la Convention sur les espèces migratrices, relative à l'observation de la vie sauvage marine en bateau dans le cadre d'un tourisme durable.

populations d'espèces gravement menacées, y compris le marsouin du Pacifique, le dauphin de Chine, le dauphin de Maui et le dauphin à bosse de l'Atlantique (*Sousa teuszii*), ont une répartition très limitée. Malgré une connaissance détaillée des risques auxquels elles sont exposées et des décennies d'interventions de gestion, l'état de conservation de leurs populations ne s'est pas amélioré (figure III.C). À moins que les mesures de gestion de ces espèces atténuent les menaces actuelles, ces espèces ou sous-populations « En danger critique » devraient encore décliner dans les dix prochaines années, voire s'éteindre, selon les estimations actuelles (Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita, 2019; UICN 2019).

Des initiatives mondiales doivent être prises afin d'élaborer des plans de gestion complets pour les espèces ayant une vaste aire de répartition. Depuis la première Évaluation, la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique (CCAMLR) a créé une zone marine protégée dans la mer de Ross (CCAMLR, 2016). Les multiples objectifs de cette zone marine protégée comprennent la protection des principales zones de nourriture du phoque de Weddell (*Leptonychotes weddellii*) et de l'orque de type C. Il est établi que la gestion spatiale fixe, telle que les zones marines protégées, est efficace pour la conservation des espèces (Gormley et al., 2012). Cependant, l'actuelle évolution des menaces observées (figure II.A) et les changements rapides des écosystèmes marins dus aux changements climatiques font de ces zones un outil moins versatile, notamment pour garantir la conservation et l'utilisation durable des espèces très mobiles (Pinn, 2018; voir aussi chap. 27).

Depuis la première Évaluation, il est apparu que les effets cumulatifs de plusieurs secteurs (voir aussi chap. 25) ont une influence grandissante sur l'évolution de l'état de conservation des mammifères marins (National Academies of Sciences, Engineering and Medicine, 2017). Au cours des prochaines décennies, les changements climatiques auront de multiples répercussions sur les mammifères marins (figure II), notamment en modifiant leur habitat et le réseau trophique. En outre, l'exposition accrue aux activités humaines et aux facteurs de stress associés contribuera aux effets cumulatifs, ce qui pourrait freiner les récents rétablissements (Tulloch et al., 2019). L'amplification trophique pourrait renforcer les effets des changements climatiques en amont du réseau trophique, avec des impacts proportionnellement plus importants sur les niveaux trophiques supérieurs occupés par les mammifères marins (Lotze et al., 2019).

Les nouvelles avancées technologiques et analytiques ont permis de concevoir des cadres destinés à quantifier les conséquences de multiples facteurs de stress sur les populations au moyen de données d'observation (voir chap. 25). Il est donc plus facile d'estimer l'impact sur la conservation des facteurs de stress non létaux et indirects, tels que le bruit anthropique, le tourisme et les systèmes d'énergie renouvelable offshore. Les approches écosystémiques des évaluations des risques (Holsman et al., 2017) sont de plus en plus utilisées comme éléments essentiels des évaluations intégrées des écosystèmes (voir aussi chap. 27). Ces approches considèrent également les risques dans le contexte socioécologique plus large des communautés qui exploitent les mammifères marins.

8. Principales lacunes en matière de connaissances

Le monde change rapidement, défiant notre capacité à prévoir l'état de conservation et les modes d'exploitation des mammifères marins sur la base d'analyses rétrospectives. Ces changements rapides nécessitent de nouvelles approches mécanistes destinées à prévoir la manière dont les espèces et les populations réagiront aux changements climatiques, ainsi

que la pérennité des impacts humains directs et indirects présents et à venir. Plus précisément, il convient : a) d'élaborer des approches pour évaluer et prévoir la manière dont les mammifères marins réagissent et s'adaptent aux changements climatiques et à l'évolution des écosystèmes marins qui en découle; b) de mieux comprendre les effets cumulatifs des

multiples pressions anthropiques sur les mammifères marins, y compris des exploitations actuelles et à venir; c) de mettre au point des processus permettant d'identifier et de mettre en œuvre des mesures de gestion capables de protéger de l'extinction les espèces de mammifères marins gravement menacées; d) de mieux comprendre les populations classées dans la catégorie « Données insuffisantes »

pour pouvoir quantifier leurs populations, ce qui facilitera leur classification et leur sortie de cette catégorie. En outre, des travaux supplémentaires sont nécessaires en vue de mieux comprendre le rôle des mammifères marins dans les processus océaniques, notamment dans le transfert spatial des nutriments et du carbone⁵.

9. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

On manque actuellement de connaissances générales sur les aspects humains déterminant la réussite des interventions de gestion, ainsi que sur les capacités et les ressources nécessaires à leur réalisation. L'abondance de mammifères marins s'accompagne souvent d'un manque de capacités institutionnelles pour maximiser les possibilités d'accès à ces ressources très précieuses et leur utilisation durable. Les outils associés destinés à évaluer les compromis entre les secteurs utilisant les mammifères marins par l'intermédiaire de prises accidentelles ou d'effets cumulatifs non létaux et les industries traditionnelles

exploitant ces espèces (par exemple, la pêche et le tourisme) sont insuffisants. Des techniques d'incitation sont en cours de développement pour d'autres ressources naturelles telles que les forêts, afin de diversifier leur utilisation durable et de mieux relier les communautés locales dotées de richesses naturelles aux potentiels marchés lointains (Dao, 2018). Ce modèle pourrait s'appliquer aux mammifères marins. Il est nécessaire de réfléchir à la façon dont ces approches pourraient permettre de diversifier l'exploitation actuelle des mammifères marins et d'offrir des possibilités de développement de produits dérivés.

Références

- Accardo, Corey, and others (2018). Sightings of a bowhead whale (*Balaena mysticetus*) in the Gulf of Maine and its interactions with other baleen whales. *Journal of Cetacean Research and Management*, vol. 19, pp. 23–30.
- Atkinson, S., and others (2008). Anthropogenic causes of the western Steller sea lion *Eumetopias jubatus* population decline and their threat to recovery. *Mammal Review*, vol. 38, No. 1, pp. 1–18.
- Baker, C.S., and others (2016). *Estimating the Abundance and Effective Population Size of Māui Dolphins Using Microsatellite Genotypes in 2015–16, with Retrospective Matching to 2001–16*. Auckland: Department of Conservation.
- Balensiefer, Deisi Cristiane, and others (2017). Three decades of Antillean Manatee (*Trichechus manatus manatus*) stranding along the Brazilian coast. *Tropical Conservation Science*, vol. 10. <https://doi.org/10.1177/1940082917728375>.
- Bejder, Michelle, and others (2016). Embracing conservation success of recovering humpback whale populations: evaluating the case for downlisting their conservation status in Australia. *Marine Policy*, vol. 66, pp. 137–141.

⁵ Voir www.imf.org/external/pubs/ft/fandd/2019/12/natures-solution-to-climate-change-chami.htm.

- Breed, Greg A., and others (2017). Sustained disruption of narwhal habitat use and behavior in the presence of Arctic killer whales. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, No. 10, pp. 2628–2633.
- Brinkman, Todd J., and others (2016). Arctic communities perceive climate impacts on access as a critical challenge to availability of subsistence resources. *Climatic Change*, vol. 139, Nos. 3 and 4, pp. 413–427.
- Burkholder, Derek A., and others (2013). Patterns of top-down control in a seagrass ecosystem: could a roving apex predator induce a behaviour-mediated trophic cascade? *Journal of Animal Ecology*, vol. 82, No. 6, pp. 1192–1202. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12097>.
- Cabrera, Andrea A., and others (2018). Strong and lasting impacts of past global warming on baleen whale and prey abundance. *BioRxiv*, 497388.
- CCAMLR (2016). Conservation Measure 91-05 (2016): Ross Sea Region Marine Protected Area.
- Chilvers, Barbara (2012). Population viability analysis of New Zealand sea lions, Auckland Islands, New Zealand's sub-Antarctics: assessing relative impacts and uncertainty. *Polar Biology*, vol. 35, No. 10, pp. 1607–1615. <https://doi.org/10.1007/s00300-011-1143-6>.
- Christiansen, Fredrik, and David Lusseau (2015). Linking behavior to vital rates to measure the effects of non-lethal disturbance on wildlife. *Conservation Letters*, vol. 8, No. 6, pp. 424–431.
- Clapham, Phil, and Koen Van Waerebeek (2007). Bushmeat and bycatch: the sum of the parts. *Molecular Ecology*, vol. 16, No. 13, pp. 2607–2609.
- Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita (2019). Report of the Eleventh Meeting of the Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita (CIRVA). La Jolla, California: Southwest Fisheries Science Center.
- Corkeron, Peter, and others (2018). The recovery of North Atlantic right whales, *Eubalaena glacialis*, has been constrained by human-caused mortality. *Royal Society Open Science*, vol. 5, No. 11.
- Cosentino, A. Mel, and Sue Fisher (2016). The utilization of aquatic bushmeat from small cetaceans and manatees in South America and West Africa. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 163. <https://doi.org/10.3389/fmars.2016.00163>.
- Dao, David (2018). Decentralized sustainability: beyond the tragedy of the commons with smart contracts + AI. Medium, 21 June. <https://medium.com/@daviddao/decentralized-sustainability-9a53223d3001>.
- Daura-Jorge, F.G., and others (2012). The structure of a bottlenose dolphin society is coupled to a unique foraging cooperation with artisanal fishermen. *Biology Letters*, vol. 8, No. 5, pp. 702–705. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0174>.
- Doughty, Christopher E., and others (2016). Global nutrient transport in a world of giants. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 4, pp. 868–873.
- Duplaix, Nicole, and Melissa Savage (2018). *The Global Otter Conservation Strategy*. IUCN/SSC Otter Specialist Group, Salem, Oregon, United States of America.
- Eikeset, Anne Maria, and others (2018). What is blue growth? The semantics of “Sustainable Development” of marine environments. *Marine Policy*, vol. 87, pp. 177–179. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.10.019>.
- Estes, James A., and others (1998). Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science*, vol. 282, No. 5388, pp. 473–476.
- Estes, James A., and others (2016). Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 41, pp. 83–116.
- da Silva, Vera M., and others (2018). Both cetaceans in the Brazilian Amazon show sustained, profound population declines over two decades. *PLOS ONE*, vol. 13, No. 5, pp. 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191304>.
- George, J. Craig, and others (2018). Bowhead Whale: *Balaena mysticetus*. In *Encyclopedia of Marine Mammals*, Elsevier, pp. 133–135.
- Gormley, Andrew M., and others (2012). First evidence that marine protected areas can work for marine mammals. *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, No. 2, pp. 474–480.

- Guerra, Ana Sofía (2019). Wolves of the Sea: managing human-wildlife conflict in an increasingly tense ocean. *Marine Policy*, vol. 99, pp. 369–373.
- Halliday, William D., and others (2018). Tourist vessel traffic in important whale areas in the western Canadian Arctic: risks and possible management solutions. *Marine Policy*, vol. 97, pp. 72–81. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.035>.
- Hamer, D.J., and others (2013). The endangered Australian sea lion extensively overlaps with and regularly becomes by-catch in demersal shark gill-nets in South Australian shelf waters. *Biological Conservation*, vol. 157, pp. 386–400. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.07.010>.
- Hamer, Derek J., and others (2012). Odontocete bycatch and depredation in longline fisheries: A review of available literature and of potential solutions. *Marine Mammal Science*, vol. 28, No. 4, pp. E345–374. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2011.00544.x>.
- Hamilton, S.G., and A. E. Derocher (2019). Assessment of global polar bear abundance and vulnerability. *Animal Conservation*, vol. 22, No. 1, pp. 83–95.
- Hamilton, Sheryl, and G. Barry Baker (2019). Population growth of an endangered pinniped—the New Zealand sea lion (*Phocarctos hookeri*)—is limited more by high pup mortality than fisheries bycatch. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 76, No. 6, pp. 1794–1806. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz039>.
- Harris, Catriona M., and others (2018). Marine mammals and sonar: dose-response studies, the risk-disturbance hypothesis and the role of exposure context. *Journal of Applied Ecology*, vol. 55, No. 1, pp. 396–404.
- Higham, James E.S., and others (2016). Managing whale-watching as a non-lethal consumptive activity. *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 24, No. 1, pp. 73–90.
- Holsman, Kirstin, and others (2017). An ecosystem-based approach to marine risk assessment. *Ecosystem Health and Sustainability*, vol. 3, No. 1, e01256.
- Hoyt, Erich (2018). Tourism. In *Encyclopedia of Marine Mammals*, 3rd ed., Bernd Würsig, J.G.M. Thewissen, and Kit M. Kovacs, eds. Academic Press, pp. 1010–1114. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00262-4>.
- Hunter, M.E., and others (2010). Low genetic variation and evidence of limited dispersal in the regionally important Belize manatee. *Animal Conservation*, vol. 13, No. 6, pp. 592–602. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00383.x>.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2019). *The IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org/en.
- International Whaling Commission (2019). Total Catches. Available at <https://iwc.int/total-catches>.
- Jaramillo-Legorreta, Armando M., and others (2019). Decline towards extinction of Mexico's vaquita porpoise (*Phocoena sinus*). *Royal Society Open Science*, vol. 6, No. 7. <https://doi.org/10.1098/rsos.190598>.
- Kiszka Jeremy J., and others (2015). Behavioural drivers of the ecological roles and importance of marine mammals. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 523, pp. 267–81.
- Liu, Mingming, and others (2019). Fishers' experiences and perceptions of marine mammals in the South China Sea: insights for improving community-based conservation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 29, No. 5, pp. 809–819.
- Lotze, Heike K., and others (2019). Global ensemble projections reveal trophic amplification of ocean biomass declines with climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 116, No. 26, pp. 12907–12912.
- MacCracken, James G. (2012). Pacific Walrus and climate change: observations and predictions. *Ecology and Evolution*, vol. 2, No. 8, pp. 2072–2090.
- McClatchie, Sam, and others (2016). Food limitation of sea lion pups and the decline of forage off central and southern California. *Royal Society Open Science*, vol. 3, No. 3. <https://doi.org/10.1098/rsos.150628>.
- Meyer-Gutbrod, Erin L., and Charles H. Greene (2018). Uncertain recovery of the North Atlantic right whale in a changing ocean. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 1, pp. 455–464.

- Mintzer, Vanessa Jordan, and others (2018). The use of aquatic mammals for bait in global fisheries. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 191.
- Möller, Luciana M. (2012). Sociogenetic structure, kin associations and bonding in delphinids. *Molecular Ecology*, vol. 21, No. 3, pp. 745–764.
- Moore, Sue E., and others (2019). Baleen whale ecology in arctic and subarctic seas in an era of rapid habitat alteration. *Progress in Oceanography*, vol. 176.
- Moore, Sue E., and Randall R. Reeves (2018). Tracking arctic marine mammal resilience in an era of rapid ecosystem alteration. *PLoS Biology*, vol. 16, No. 10, e2006708.
- National Academies of Sciences, Engineering and Medicine, and Medicine (2017). *Approaches to Understanding the Cumulative Effects of Stressors on Marine Mammals*. Washington, D.C.: National Academies Press. <https://doi.org/10.17226/23479>.
- North Atlantic Marine Mammal Commission (NAMMCO) (2019). Marine Mammals. Seals and Walruses (Pinnipeds). <https://nammco.no/marinemammals>.
- Notarbartolo di Sciara, Giuseppe, and S. Kotomatas (2016). Chapter Twelve: are Mediterranean monk seals, *Monachus monachus*, being left to save themselves from extinction? *Advances in Marine Biology*, vol. 75, pp. 359–386. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2016.08.004>.
- Pettis, H., and others (2018). North Atlantic right whale consortium 2018 annual report card. Report to the North Atlantic Right Whale Consortium.
- Pinn, Eunice H. (2018). Protected areas: the false hope for cetacean conservation? In *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, vol. 56. S. J. Hawkins and others, eds. Boca Raton, Florida, United States: CRC Press, pp. 72–104.
- Pirotta, Enrico, and others (2018). Understanding the population consequences of disturbance. *Ecology and Evolution*, vol. 8, No. 19, pp. 9934–9946.
- Pirotta, Enrico, and David Lusseau (2015). Managing the wildlife tourism commons. *Ecological Applications*, vol. 25, No. 3, pp. 729–741.
- Porter, Lindsay, and Hong Yu Lai (2017). Marine mammals in Asian societies; trends in consumption, bait, and traditional use. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 47.
- Reeves Randall R., and others (2013). Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *Endangered Species Research*, vol. 20, No. 1, pp. 71–97.
- Regehr, Eric V., and others (2016). Conservation status of polar bears (*Ursus maritimus*) in relation to projected sea-ice declines. *Biology Letters*, vol. 12, No. 12, pp. 20160556.
- Robards, Martin D., and Randall R. Reeves (2011). The global extent and character of marine mammal consumption by humans: 1970–2009. *Biological Conservation*, vol. 144, No. 12, pp. 2770–2786.
- Rojas-Bracho L., and others (2019). A field effort to capture critically endangered vaquitas *Phocoena sinus* for protection from entanglement in illegal gillnets. *Endangered Species Research*, vol. 38, pp. 11–27.
- Roman, Joe, and others (2014). Whales as marine ecosystem engineers. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 12, No. 7, pp. 377–385.
- Seyboth, Elisa, and others (2016). Southern Right Whale (*Eubalaena australis*) Reproductive Success is Influenced by Krill (*Euphausia superba*) Density and Climate. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 28205. <https://doi.org/10.1038/srep28205>.
- Southern Resident Orca Taskforce (2019). *Final Report and Recommendations*.
- Sydeman, William J., and others (2015). Climate change and marine vertebrates. *Science*, vol. 350, No. 6262, pp. 772–777.
- Tixier, Paul, and others (2019). Commercial fishing patterns influence odontocete whale-longline interactions in the Southern Ocean. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 1904.
- Tulloch, Vivitskaia J.D., and others (2019). Future recovery of baleen whales is imperiled by climate change. *Global Change Biology*, vol. 25, No. 4, pp. 1263–1281.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Van Waerebeek, Koen, and others (2017). New records of Atlantic humpback dolphin in Guinea, Nigeria, Cameroon and Togo underscore fisheries pressure and generalized marine bushmeat demand. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, vol. 72, No. 2, pp. 1576–1586.
- Vianna, Juliana A., and others (2010). Phylogeography of the marine otter (*Lontra felina*): historical and contemporary factors determining its distribution. *Journal of Heredity*, vol. 101, No. 6, pp. 676–689. <https://doi.org/10.1093/jhered/esq088>.
- Werner, Timothy B., and others (2015). Mitigating bycatch and depredation of marine mammals in longline fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 72, No. 5, pp. 1576–1586.
- Yamada, Tadasu K., and others (2019). Description of a new species of beaked whale (*Berardius*) found in the North Pacific. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 12723.

Chapitre 6E

Reptiles marins

Constitutrices et contributeurs : Qamar Schuyler (organisateur de l'équipe de rédaction), Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Maximilian Hirschfeld, Carmen Mifsud, Gabriel Hoinsoude Segniagbeto, André Silva Barreto et Vinay Udyawer.

Principales observations

- L'évolution de l'état de conservation des tortues marines depuis la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a) est très variable, certaines populations connaissant des taux de croissance positifs, tandis que d'autres ont connu des déclinés catastrophiques.
- L'état de conservation de la plupart des populations de serpents marins et d'iguanes marins n'a pas changé depuis la première Évaluation, bien que d'énormes lacunes subsistent dans les données.
- Les principales menaces pesant sur les reptiles marins restent semblables à celles constatées dans la première Évaluation. Les prises accessoires constituent la menace la plus importante, bien que d'autres processus, comme les prises ciblées, la pollution marine, la perte d'habitat, le développement côtier, les maladies et les changements climatiques, constituent également des menaces.

1. Introduction

Le chapitre 39 de la première Évaluation a passé en revue l'état de conservation des reptiles marins, les principales menaces pesant sur ces taxons et les besoins les plus urgents en matière de conservation, tels qu'on pouvait les décrire en 2012 (Nations Unies, 2017b).

Le présent chapitre fournit une évaluation actualisée à l'échelle mondiale et identifie les tendances régionales de l'état de conservation des tortues marines et des serpents marins, en mettant l'accent sur les changements survenus depuis la première Évaluation. Il fait également référence à d'autres chapitres de la présente Évaluation, en particulier les chapitres 4, 7 et 15.

1.1. Cadres d'évaluation

Les principaux cadres d'évaluation utilisés dans la première Évaluation pour déterminer l'état des reptiles marins étaient les évaluations de la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et le portefeuille des priorités en matière de conservation du Marine Turtle Specialist Group de l'UICN (Wallace et al., 2010). Le présent chapitre adopte une approche similaire et, lorsque des mises à jour sur l'état de conservation n'étaient pas disponibles, il intègre des informations actualisées provenant des rapports régionaux du Marine Turtle Specialist Group et de publications évaluées par des pairs.

2. État de conservation des reptiles marins

2.1. Tortues marines

Depuis la première Évaluation, l'état de deux populations mondiales et de quatre sous-populations de tortues marines a été mis à jour (tableau 1). L'état mondial de la caouanne (*Caretta caretta*), basé sur les données de 90 % de la population mondiale de nidification (comportant 6 des 10 sous-populations reconnues), s'est amélioré, passant de « En danger » à « Vulnérable » (tableau 1). Toutefois, l'état varie considérablement selon les sous-populations, allant de « Préoccupation mineure » (océan

Atlantique Nord-Ouest et Sud-Ouest, Méditerranée et océan Pacifique Nord) à « Quasi menacée » (océan Indien Sud-Ouest et Sud-Est), « En danger » (océan Atlantique Nord-Est) et « En danger critique » (océan Indien Nord-Ouest et Nord-Est et océan Pacifique Sud) (Casale et Tucker, 2017).

La tortue de Kemp (*Lepidochelys kempii*) a été reclassée de la catégorie « En danger » à la catégorie « En danger critique », suite à une réduction de la population totale de plus de 80 % par rapport aux niveaux historiques. Il

s'agit d'un renversement des rétablissements observés dans les années 1990 et 2000, dont les causes sont inconnues, mais qui pourrait être lié aux prises accessoires de la pêche et à la marée noire du Deepwater Horizon (Wibbels et Bevan, 2019). De même, la sous-population de la tortue luth (*Dermochelys coriacea*) de l'Atlantique Nord-Ouest a été reclassée de la catégorie « Préoccupation mineure » à la catégorie « En danger » (Northwest Atlantic Leatherback Working Group, 2019). Ce changement est principalement le résultat d'analyses régionales actualisées des tendances de nidification.

Évaluées pour la première fois, des sous-populations de tortues vertes (*Chelonia mydas*) ont été respectivement classées comme « Vulnérables » dans le nord de l'océan Indien et comme « Préoccupation mineure » dans l'océan Atlantique Sud (Mancini et al., 2019; Broderick et Patricio, 2019). La sous-population hawaïenne a été quant à elle réévaluée et son état de « Préoccupation mineure » a été confirmé (Chaloupka et Pilcher, 2019). Bien que la tortue verte n'ait pas été réévaluée au niveau mondial par l'UICN depuis la première Évaluation, une évaluation mondiale réalisée en vertu de l'Endangered Species Act des États-Unis a conclu que la plupart des sous-populations présentent une très faible probabilité de risque de quasi-extinction au cours des 100 prochaines années (Seminoff et al., 2015). Parmi les sous-populations évaluées, celle de la Méditerranée a été classée comme ayant le plus grand risque d'extinction.

2.2. Serpents marins

Depuis la première Évaluation, l'état de 26 des 71 espèces de serpents marins actuellement reconnues a été mis à jour, y compris celui de trois des quatre espèces nouvellement décrites. Deux espèces (*Aipysurus apraefrontalis* et *Aipysurus foliosquama*), précédemment évaluées comme étant « En danger critique », ont été reclassées dans la catégorie « Données

insuffisantes » en raison de changements dans leur aire de répartition connue (D'anastasi et al., 2016, Udyawer et al., 2020).

Le déclin de l'abondance du serpent *Aipysurus fuscus* au récif Ashmore a réduit l'aire de répartition connue à trois systèmes de récifs dans la mer de Timor. Actuellement classée dans la catégorie « En danger », le taux élevé d'hybridation avec l'espèce plus commune *Aipysurus laevis* dans l'aire de répartition réduite de la première espèce a suscité des inquiétudes quant aux niveaux élevés d'introggression d'*Aipysurus laevis* (Sanders et al., 2014).

Plus généralement, l'augmentation de la documentation sur les serpents marins a permis de mettre à jour les registres des assemblages d'espèces et de leur répartition dans le monde (Rasmussen et al., 2014; Rezaie-Atagholipour et al., 2016; Sarker et al., 2017; Buzás et al., 2018; Ganesh et al., 2019). L'extension de l'évaluation génétique des espèces dans toute leur aire de répartition mondiale a entraîné la restructuration de la phylogénie des Hydrophiinae (Sanders et al., 2013), la reclassification des espèces cryptiques (Sanders et al., 2013; Ukuwela et al., 2013; Ukuwela et al., 2014; Lukoschek, 2018) et la description de quatre nouvelles espèces depuis la première Évaluation (Ukuwela et al., 2012; Sanders et al., 2012; Nankivell et al., 2020).

2.3. Iguanes marins

L'iguane marin (*Amblyrhynchus cristatus*) a été réévalué dans le cadre de l'évaluation de la Liste rouge de l'UICN en 2020 et son état a été confirmé comme relevant de la catégorie « Vulnérable » (MacLeod et al., 2020). Une récente étude taxonomique de l'espèce basée sur des informations morphologiques et génétiques a abouti à la reclassification de deux sous-espèces en une seule et à l'ajout de cinq nouvelles sous-espèces, ce qui donne un total de 11 sous-espèces (Miralles et al., 2017).

Tableau 1
Espèces de tortues marines et de serpents marins dont l'état dans la Liste rouge de l'UICN a changé depuis la première Évaluation

Taxons	Nom commun	Changement d'état dans la Liste rouge de l'UICN
Tortues marines	Caouanne	Déclassification en 2015 de la catégorie « En danger » à la catégorie « Vulnérable » (les sous-populations vont de « En danger critique » à « Préoccupation mineure »)
	Tortue verte	La sous-population hawaïenne a été évaluée et confirmée dans la catégorie « Préoccupation mineure » en 2019. Les sous-populations du nord de l'océan Indien et de l'Atlantique Sud ont été répertoriées dans les catégories « Vulnérable » et « Préoccupation mineure », respectivement, en 2019. Le reste de la population mondiale est classée dans la catégorie « En danger » (pas de changement, mais voir Seminoff et al., 2015).
	Tortue de Kemp	Reclassification de la catégorie « En danger » à la catégorie « En danger critique » en 2019
	Tortue luth	La sous-population de l'Atlantique Nord-Ouest a été reclassée de la catégorie « Préoccupation mineure » à la catégorie « En danger » en 2019. La population mondiale n'a pas été évaluée depuis 2013 et reste classée dans la catégorie « Vulnérable », bien que toutes les autres sous-populations soient dans la catégorie « En danger critique » ou « Données insuffisantes » (pas de changement).
Serpents marins	<i>Aipysurus apraefrontalis</i>	Révision de la classification « En danger critique » à « Données insuffisantes » en 2018
	<i>Aipysurus foliosquama</i>	Révision de la classification « En danger critique » à « Données insuffisantes » en 2018
	<i>Aipysurus mosaicus</i>	Classé dans la catégorie « Données insuffisantes » en 2018
	<i>A. l. pooleorum</i>	Classé dans la catégorie « Données insuffisantes » en 2018
	<i>Hydrophis donaldi</i>	Classé dans la catégorie « Données insuffisantes » en 2018

Note : Les autres espèces de tortues marines n'ont pas été réévaluées depuis la première Évaluation. Vingt-six espèces de serpents marins australiens ont été réévaluées dans le cadre de l'évaluation de la Liste rouge de l'UICN en 2018. Hormis les mises à jour des cinq espèces énumérées dans le tableau ci-dessus, la classification des 21 espèces australiennes restantes est restée inchangée. Toutes les autres espèces trouvées en dehors de l'Australie (45) n'ont pas été réévaluées depuis la première Évaluation.

3. Tendances régionales

Diverses sources fournissent des informations sur les tendances locales et régionales en matière de population de tortues et de serpents marins. Étant donné les variations considérables du mode de présentation des tendances démographiques d'une source à l'autre, le tableau 2 fournit un résumé, avec des références spécifiques permettant d'accéder à des informations détaillées sur les méthodes d'évaluation et d'établissement de rapports utilisées. Lorsqu'il existe des données sur les tendances démographiques pour l'ensemble d'une unité de gestion régionale, des citations

sont incluses pour les rapports sur les régions d'échelle inférieure au sein de l'unité. Dans le cas où des plages ou zones de nidification plus petites diffèrent de l'unité en termes de tendance, elles sont signalées séparément. Comme le tableau 2 ne comprend que des données sur les tendances depuis la première Évaluation, il s'appuie sur des sources publiées de 2015 à janvier 2020. Des données supplémentaires inconnues des compilateurs ou publiées après janvier 2020 peuvent modifier les tendances indiquées ci-après.

Tableau 2
Tendances régionales en matière d'abondance et de répartition des tortues
et des serpents marins

Région	Tortues	Serpents marins
Océan Atlantique Nord, mer des Caraïbes et Méditerranée	<p>Tendances à la hausse (nidification) CC : RMU de l'océan Atlantique Nord-Ouest (Ceriani et Meylan, 2017; Mazaris et al., 2017; Nalovic et al., 2018) et RMU de la Méditerranée (Casale, 2015a; Mazaris et al., 2017; Casale et al., 2018) CM : RMU de l'océan Atlantique Nord-Ouest (Mazaris et al., 2017; Nalovic et al., 2018; Valdivia et al., 2019; National Marine Fisheries Service, 2019), segment de population distinct de l'océan Atlantique Sud (Valdivia et al., 2019) et Méditerranée (Casale et al., 2018) EI : RMU de l'océan Atlantique Ouest (Mazaris et al., 2017; Nalovic et al., 2018; Valdivia et al., 2019)</p> <p>Tendances stables (nidification) CC : Unité de rétablissement de la Floride péninsulaire (États-Unis) (Valdivia et al., 2019) LK : Suite à un rétablissement exponentiel après la première Évaluation, les tendances ont observé une réduction considérable (Wibbels et Bevan, 2019)</p> <p>Tendances à la baisse (nidification) DC : RMU de l'océan Atlantique Nord-Ouest (Northwest Atlantic Leatherback Working Group, 2019) EI : Mexique (Valdivia et al., 2019)</p>	
	Océan Atlantique Sud	<p>Tendances à la hausse (nidification) CC : RMU de l'océan Atlantique Sud-Ouest (Casale et Marcovaldi, 2015) CM : RMU de l'océan Atlantique Sud (Mazaris et al., 2017; Broderick et Patricio, 2019) DC : Brésil, bien que variable (Colman et al., 2019) LO : RMU de l'océan Atlantique Ouest (Mazaris et al., 2017)</p> <p>Tendances stables (nidification) LO : Guyane française (France) (Nalovic et al., 2018)</p> <p>Tendances à la baisse (nidification) LO : RMU de l'océan Atlantique Est (Mazaris et al., 2017)</p>
Océan Indien, mer d'Arabie et golfe Persique	<p>Tendances à la hausse (nidification) CC : RMU de l'océan Indien Sud-Ouest (Mazaris et al., 2017) CM : RMU de l'océan Indien Sud-Ouest (Mazaris et al., 2017) LO : RMU de l'océan Indien Nord-Est (Mazaris et al., 2017)</p> <p>Tendances stables (nidification) CM : Égypte et Koweït (Phillott et Rees, 2018) DC : Inde (Phillott et Rees, 2018) EI : Koweït et Qatar (Phillott et Rees, 2018) LO : Inde, deux sites de nidification majeurs et un site de nidification mineur, soit stables, soit en augmentation (Phillott et Rees, 2018)</p> <p>Tendances à la baisse (nidification) CC : RMU de l'océan Indien Nord-Ouest (Casale, 2015b) CM : RMU de l'océan Indien Nord (Mancini et al., 2019)</p>	

Région	Tortues	Serpents marins
Océan Pacifique Nord	<p>Tendances à la hausse (nidification) CC : RMU de l’océan Pacifique Nord (Casale et Matsuzawa, 2015) CM : RMU de l’océan Pacifique central Nord (Mazaris et al., 2017; Chaloupka et Pilcher, 2019) et des îles Mariannes du Nord (Summers et al., 2018)</p> <p>Tendances à la baisse (nidification) CM : RMU de l’océan Pacifique Nord-Ouest (Mazaris et al., 2017) DC : RMU de l’océan Pacifique Ouest (Tiwari et al., 2013; Mazaris et al., 2017) et RMU de l’océan Pacifique Est (Wallace et al., 2013, Mazaris et al., 2017)</p> <p>Pas de tendance (individus) CM : Guam, nombre d’individus dans l’océan (Valdivia et al., 2019)</p>	<p>Expansion de la répartition dans le nord de leur aire géographique à partir de nouveaux enregistrements de données (Park et al., 2017)</p> <p>Tendances à la baisse des prises de pêche non réglementées dans le golfe de Thaïlande (Van Cao et al., 2014)</p>
	<p>Tendances à la hausse (nidification) CC : Australie (Limpus et al., 2013)</p> <p>Tendances stables (nidification) ND : Australie du Nord (Groom et al., 2017)</p> <p>Tendances à la baisse CM : Île de Raine (Australie), l’analyse génétique pourrait indiquer une réduction spectaculaire du succès d’éclosion (Jensen et al., 2016) EI : Australie, nidification (Bell et al., 2020) ND : RMU de l’océan Pacifique Sud-Ouest (Mazaris et al., 2017)</p> <p>Aucune tendance définissable (nidification) ND : Australie orientale (Limpus et al., 2017)</p>	<p>Expansion de l’aire sur la base de nouvelles données (D’anastasi et al., 2016; Udyawer et al., 2020)</p>

Abréviations : CC, *Caretta caretta* (caouanne); CM, *Chelonia mydas* (tortue verte); DC, *Dermochelys coriacea* (tortue luth); EI, *Eretmochelys imbricata* (tortue imbriquée); LK, *Lepidochelys kempii* (tortue de Kemp); LO, *Lepidochelys olivacea* (tortue olivâtre); ND, *Natator depressus* (tortue à dos plat); RMU, unité de gestion régionale.

4. Menaces

Bien que de nombreux reptiles marins soient protégés par la loi et que des efforts de conservation aient été entrepris dans de nombreuses régions, les menaces qui pèsent globalement sur les reptiles marins restent sensiblement les mêmes que celles identifiées dans la première Évaluation. La mortalité due aux prises accessoires dans les pêcheries (réglementées et illégales, non déclarées et non réglementées) reste une menace importante pour les tortues marines et les serpents marins (Lewison et al., 2014; Rees et al., 2016; Riskas et al., 2018). Parmi les autres facteurs de menace importants qui affectent les reptiles marins, on peut citer la pêche non réglementée, la pollution marine, la perte d’habitat, le développement côtier, les maladies et les changements climatiques. Bien que la compréhension des impacts des changements climatiques et de

la pollution marine sur les reptiles marins ait progressé depuis la première Évaluation, les incidences au niveau de la population sont encore largement inconnues.

4.1. Tortues marines

Alors que les prises accessoires et la rétention des animaux sont susceptibles de constituer les menaces les plus importantes pour les populations de tortues dans le monde, les recherches menées depuis la première Évaluation ont permis de mieux comprendre les menaces que représentent les changements climatiques et la pollution.

Les hypothèses formulées sur les impacts des changements climatiques sur les tortues marines indiquent que les plus importants

pourraient être la féminisation de la population et une augmentation de la mortalité embryonnaire causée par la hausse de la température des nids (Fuentes et Cinner, 2010). Alors que les sexe-ratios de référence sur un certain nombre de plages de nidification indiquent que la grande majorité d'entre elles produisent des juvéniles à prédominance féminine (par exemple, Laloë et al., 2016; Jensen et al., 2018), certains modèles suggèrent que la féminisation pourrait en fait entraîner une augmentation du succès de la reproduction à court terme, puisque les mâles peuvent se reproduire plus fréquemment que les femelles (Hays et al., 2014). Bien que les embryons puissent être plus résistants aux températures élevées qu'on ne le pensait auparavant (Howard et al., 2014), la hausse des températures finit par entraîner la mortalité des nouveaux-nés (Laloë et al., 2017). Certains suggèrent que les changements climatiques pourraient affecter les tendances démographiques à l'échelle régionale, l'augmentation du succès de la reproduction dans les zones tempérées compensant peut-être la diminution de la production d'éclosions dans les zones tropicales (Montero et al., 2018). Cependant, les impacts des changements climatiques, tels que l'élévation du niveau de la mer (et la perte d'habitat qui en découle), l'incidence accrue des cyclones entraînant l'inondation des nids et l'érosion des côtes, sont également préoccupants pour les populations de tortues (Fuentes et Cinner, 2010).

En 2010, la marée noire de Deepwater Horizon a entraîné l'exposition (à des degrés divers) de centaines de milliers de tortues vertes, caouannes et tortues de Kemp au pétrole (Deepwater Horizon Natural Resource Damage Assessment Trustees, 2016; Putman et al., 2015). Bien que les impacts à long terme de cet événement sur les niveaux de population restent à quantifier, le nombre de nids de caouannes et de tortues de Kemp semble avoir diminué en raison à la fois de la mortalité directe (pour les tortues adultes) et de la dissuasion de nicher sur les plages résultant des activités de nettoyage de celles-ci (Gallaway et al., 2016; Lauritsen et al., 2017). Selon les évaluations des risques globaux des interactions entre les tortues marines et les débris

marins, on estime que plus de 50 % des tortues marines sont susceptibles d'avoir ingéré des débris (Schuyler et al., 2016), les tortues imbriquées ingérant jusqu'à 8,8 g de plastique par kilogramme de poids corporel (Lynch, 2018). Les débris marins, comme d'autres polluants, ont des effets néfastes évidents sur les individus, mais les impacts des polluants sur les écosystèmes et les populations de tortues marines doivent encore être étudiés plus en détail (Nelms et al., 2016; Wilcox et al., 2018).

Une nouvelle menace potentielle a émergé dans les Caraïbes avec l'accumulation côtière d'une prolifération sans précédent de sargasses. Alors qu'en haute mer, les lits de sargasses constituent d'importantes aires de croissance pour les tortues marines, des études récentes suggèrent que leur accumulation sur le rivage peut inhiber la nidification et entraver la dispersion des petits, tandis que les monticules en décomposition peuvent modifier les niveaux d'oxygène et les conditions thermiques (Maurer et al., 2015). Cet échouage massif d'algues étant un phénomène nouveau, en particulier dans les Caraïbes orientales, ses impacts directs sur la nidification des tortues de mer restent largement inconnus. La dégradation de l'habitat des plages de nidification résultant du développement côtier, mise en évidence dans la première Évaluation, continue de réduire la quantité et la qualité des zones de nidification disponibles pour les femelles (Broderick et Patricio, 2019; Casale et Tucker, 2017).

4.2. Serpents marins

Dans le golfe de Thaïlande, des niveaux élevés de prises accessoires de serpents marins ont été documentés dans les pêcheries locales de calmar. Les serpents marins sont d'importantes prises accessoires commerciales pour les pêcheurs vietnamiens qui opèrent dans le golfe de Thaïlande. Cette pêche, qui n'est actuellement pas réglementée, est largement non documentée (Van Cao et al., 2014). Des études de référence ont détecté un déclin des récoltes de serpents marins entre 2008 et 2012 (Van Cao et al., 2014). Le développement de dispositifs de réduction des prises accessoires, par exemple au sein

de l'industrie australienne de la pêche au chalut, peut contribuer à atténuer le taux élevé de captures accidentelles de serpents marins dans les pêcheries tropicales qui adoptent ces dispositifs, mais n'avoir qu'une utilité limitée dans les pêcheries pour lesquelles les prises accessoires commerciales sont une source de revenus (Lobo et al., 2010).

Les concentrations élevées de métaux lourds à l'état de traces enregistrées chez les serpents marins à proximité des opérations d'extraction minière dans toute leur aire de répartition ont mis en évidence la pollution marine comme une nouvelle menace pour les populations de serpents marins (Rezaie-Atagholipour et al., 2012; Sereshk et Bakhtiari, 2015; Gillett et al., 2017; Goiran et al., 2017).

4.3. Iguanes marins

Dans la première Évaluation, les épisodes climatiques extrêmes El Niño, le tourisme et les espèces introduites ont été identifiés comme les principales menaces pour l'iguane marin, au même titre que la pollution (Wikelski et al., 2002). Cependant, aucune information sur l'impact direct de ces facteurs de stress sur les effectifs n'a été publiée depuis lors. Les estimations de la taille des populations basées sur des approches moléculaires suggèrent que les populations des sous-espèces récemment proposées sont généralement petites et ont un potentiel évolutif réduit, ce qui les rend vulnérables aux menaces (Frankham et al., 2014; MacLeod et Steinfartz, 2016).

Des recherches plus approfondies sur les menaces pesant sur l'iguane marin ont montré que les activités touristiques provoquent un stress physiologique et suppriment le système immunitaire (French et al., 2017). Malgré la demande accrue en ressources pour répondre à la croissance de la population humaine résidente, du tourisme et de l'économie (Benitez-Capistros et al., 2014; Walsh et Mena, 2016; Pizzitutti et al., 2017), qui représente des menaces potentielles pour les iguanes marins, aucune étude n'a été entreprise depuis la première Évaluation pour évaluer l'impact de la pollution par les déversements de pétrole, les pesticides agricoles et les plastiques sur les populations d'iguanes marins.

Bien que des programmes de contrôle et d'éradication des espèces introduites soient en cours depuis les années 1980 (Barnett et Rudd, 1983; Carrión, 2016), leur efficacité en ce qui concerne les populations d'iguanes marins n'a pas été évaluée.

Dans l'ensemble, l'amélioration de la gestion et du contrôle de l'immigration, du tourisme et de l'importation de biens depuis la première Évaluation a le potentiel de réduire les pressions cumulées s'exerçant sur les populations d'iguanes marins en raison des changements climatiques, de la pollution, du tourisme et des prédateurs introduits, mais une attention continue est nécessaire pour freiner les déclin démographiques en cours (Dirección del Parque Nacional Galápagos, 2014; Asamblea Nacional de la República del Ecuador, 2015; MacLeod et al., 2020).

5. Conséquences économiques et sociales de l'évolution des populations de reptiles marins

Peu d'ouvrages ont été publiés sur les conséquences économiques et sociales de l'évolution des populations de reptiles marins, et les informations sur le rôle économique et social des serpents marins, en particulier, dans de nombreuses régions de leur aire de répartition mondiale, sont limitées. Trouver un équilibre entre la croissance économique par le tourisme et la protection des populations de

reptiles marins, en particulier dans le cas de l'iguane marin, reste un défi majeur.

Compte tenu de l'augmentation de plusieurs populations de tortues vertes, la question de savoir si une pêche légale peut être autorisée, ou étendue, de manière durable, suscite un intérêt croissant, en particulier pour les communautés qui les pêchent pour des raisons

culturelles ou pour leur subsistance (Chaloupka et Balazs, 2007; Rees et al., 2016).

La dépendance des pêcheurs des pays en développement à l'égard des revenus tirés des serpents marins capturés comme prises accessoires (par exemple, Van Cao et al., 2014) est mal comprise. Cependant, les taux élevés de prises accessoires de serpents marins peuvent être une source de revenus dans les pêcheries côtières dont la rentabilité décline, en Asie du Sud et du Sud-Est (Lobo et al., 2010).

Objets d'une exposition croissante et d'un nombre grandissant de travaux de recherche depuis la première Évaluation, les serpents marins suscite un intérêt croissant du public dans de nombreux endroits, avec pour conséquence la mise en place de programmes de collecte de données à long terme s'appuyant sur les sciences participatives (par exemple, Goiran et Shine, 2019). Le nombre croissant de signalements par le public de serpents marins échoués a permis de recueillir des données sur leur santé, lesquelles peuvent renseigner sur les causes des échouages et des changements de répartition (Udyawer et al., 2018).

6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

6.1. Tortues marines

Comme l'a souligné la première Évaluation, la variabilité de la démographie des diverses sous-populations de tortues marines et les différentes menaces ayant un impact sur leurs populations mettent en évidence la nécessité d'évaluations continues des espèces et des sous-populations régionales. Une étude récente a conclu que des lacunes subsistent concernant les connaissances essentielles permettant d'informer la gestion des populations de tortues marines (Rees et al., 2016). D'une manière générale, les connaissances sont insuffisantes en ce qui concerne la biologie de la reproduction, y compris la sélection des nids, l'aptitude à l'éclosion et la production; les habitats d'alimentation, y compris la connectivité entre les habitats; la démographie; la pathogénèse des maladies; et les risques au niveau des populations associés à des menaces telles que la pollution, les prises accessoires, les changements climatiques et les conséquences potentielles non intentionnelles des mesures d'atténuation associées.

6.2. Serpents marins

Il y a un manque d'informations de base sur les serpents marins et un déficit de surveillance à long terme de leurs populations dans une

grande partie de leur aire de répartition mondiale. Une récente enquête auprès d'experts a identifié les principales lacunes dans les connaissances qu'il sera nécessaire de combler pour établir des données de référence et faire progresser la gestion des populations de serpents marins (Udyawer et al., 2018). D'une manière générale, les connaissances sont insuffisantes en ce qui concerne la répartition géographique, y compris les mouvements, la répartition et la connectivité des populations; l'identification des habitats clés, en particulier dans les régions côtières; et la quantification de la résilience aux perturbations environnementales (par exemple, les vagues de chaleur marines et le blanchissement des coraux) et les réponses à des menaces telles que les prises accessoires et les changements climatiques (Fry et al., 2001; Gillett et al., 2014; Heatwole et al., 2016).

De plus, l'influence des nouvelles menaces telles que les polluants sur la santé des populations reste encore relativement méconnue (Rezaie-Atagholipour et al., 2012; Sereshk et Bakhtiari, 2015; Goiran et al., 2017).

Les rapports faisant état d'un nombre croissant de décès de serpents marins à tête de tortue (*Emydocephalus annulatus*) sans cause évidente dans les lagunes protégées de Nouvelle-Calédonie, en France, ont mis

en évidence la nécessité de comprendre la prévalence et la sensibilité aux maladies et l'interaction potentielle avec les changements climatiques (Udyawer et al., 2018).

Compte tenu de la variété des acteurs susceptibles d'être en contact avec les serpents marins (par exemple, diverses industries et utilisateurs des plages et des océans à des fins récréatives) et des dangers potentiels (comme l'envenimation), des possibilités existent pour renforcer l'éducation et la sensibilisation du public et mettre en place des mesures de surveillance. La collecte de données par le public, de manière opportune ou dans le cadre de programmes de sciences participatives, peut aller du simple signalement des serpents marins échoués (Gillett et al., 2017; Gillett, 2017) à la réalisation d'enquêtes plus structurées,

répétées dans le temps et nécessitant davantage d'implication (Goiran et Shine, 2019).

6.3. Iguanes marins

Le manque de données récentes sur l'abondance des sous-espèces d'iguanes marins limite toute évaluation des tendances des populations par rapport aux menaces et aux mesures de gestion. Les progrès récents en matière de génétique et de taxonomie des populations d'iguanes marins pourraient orienter les futures recherches sur la conservation et les objectifs de gestion. En outre, le renforcement des capacités locales et l'allocation de ressources pour une surveillance globale à long terme pourraient faciliter l'évaluation des tendances démographiques et de la vulnérabilité de l'iguane marin à l'avenir.

Références

- Asamblea Nacional de la República del Ecuador (2015). LOREG: Ley Orgánica del Régimen Especial de Galápagos. www.turismo.gob.ec/wp-content/uploads/2016/04/LOREG-11-06-2015.pdf.
- Barnett, Bruce D., and Robert L. Rudd (1983). Feral dogs of the Galapagos Islands: impact and control. *International Journal for the Study of Animal Problems*, vol. 4, No. 1.
- Bell, I.P., and others (2020). Twenty-eight years of decline: nesting population demographics and trajectory of the north-east Queensland endangered hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*). *Biological Conservation*, vol. 241, 108376. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108376>.
- Benitez-Capistros, Francisco, and others (2014). Environmental impacts on the Galapagos Islands: identification of interactions, perceptions and steps ahead. *Ecological Indicators*, vol. 38, pp. 113–23. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.019>.
- Broderick, A, and Ana Patricio (2019). Green Turtle: *Chelonia mydas* (South Atlantic subpopulation). In *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*. e.T142121866A142086337. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T142121866A142086337.en>.
- Buzás, Balázs, and others (2018). The sea snakes (Elapidae: Hydrophiinae) of Fujairah. *Tribulus*, vol. 26.
- Carrión, Víctor (2016). Control y erradicación de animales introducidos: el peligro de las especies invasoras – Parte I: Animales. 4 October 2016. www.carlospi.com/galapagospark/parque_nacional_especies_invasoras_animales.html.
- Casale, P. (2015a). *Caretta caretta* (Mediterranean subpopulation). In *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*. e.T83644804A83646294.
- Casale, P. (2015b). *Caretta caretta* (North West Indian Ocean subpopulation). In *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*. e.T84127873A84127992.
- Casale, P., and M.A. Marcovaldi (2015). *Caretta caretta* (South West Atlantic subpopulation). In *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*. e.T84191235A84191397.
- Casale, P., and Y. Matsuzawa (2015). *Caretta caretta* (North Pacific subpopulation). In *The IUCN Red List of Threatened Species 2015*. e.T83652278A83652322.

- Casale, P., and A.D. Tucker (2017). *Caretta caretta*. In *The IUCN Red List of Threatened Species 2017*. e.T3897A119333622.
- Casale, P., and others (2018). Mediterranean sea turtles: current knowledge and priorities for conservation and research. *Endangered Species Research*, vol. 36, pp. 229–267.
- Ceriani, S.A., and A. Meylan (2017). *Caretta caretta* (North West Atlantic subpopulation) (amended version of 2015 assessment). In *The IUCN Red List of Threatened Species 2017*. e.T84131194A119339029.
- Chaloupka, M., and George Balazs (2007). Using Bayesian state-space modelling to assess the recovery and harvest potential of the Hawaiian green sea turtle stock. *Ecological Modelling*, vol. 205, Nos. 1 and 2, pp. 93–109.
- Chaloupka, M., and N.J. Pilcher (2019). *Chelonia mydas* (Hawaiian subpopulation). In *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*. e.T16285718A142098300.
- Colman, Liliana P., and others (2019). Thirty years of leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting in Espírito Santo, Brazil, 1988–2017: reproductive biology and conservation. *Endangered Species Research*, vol. 39, pp. 147–158.
- D'anastasi, B.R., and others (2016). New range and habitat records for threatened Australian sea snakes raise challenges for conservation. *Biological Conservation*, vol. 194, pp. 66–70.
- Deepwater Horizon Natural Resource Damage Assessment Trustees (2016). *Deepwater Horizon oil spill: Final Programmatic Damage Assessment and Restoration Plan and Final Programmatic Environmental Impact Statement*. Retrieved from www.gulfspillrestoration.noaa.gov/restoration-planning/gulf-plan.
- Dirección del Parque Nacional Galápagos (2014). *Plan de Manejo de las Áreas Protegidas de Galápagos para el Buen Vivir*.
- Frankham, Richard, and others (2014). Genetics in conservation management: revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation*, vol. 170, pp. 56–63.
- French, Susannah S., and others (2017). Too much of a good thing? Human disturbance linked to ecotourism has a “dose-dependent” impact on innate immunity and oxidative stress in marine iguanas, *Amblyrhynchus cristatus*. *Biological Conservation*, vol. 210, pp. 37–47.
- Fry, G.C., and others (2001). The reproductive biology and diet of sea snake bycatch of prawn trawling in northern Australia: characteristics important for assessing the impacts on populations. *Pacific Conservation Biology*, vol. 7, No. 1, pp. 55–73.
- Fuentes, M.M.P.B., and J.E. Cinner (2010). Using expert opinion to prioritize impacts of climate change on sea turtles' nesting grounds. *Journal of Environmental Management*, vol. 91, No. 12, pp. 2511–2518.
- Galloway, Benny J., and others (2016). Evaluation of the status of the Kemp's ridley sea turtle after the 2010 Deepwater Horizon oil spill. *Gulf of Mexico Science*, vol. 33, No. 2, pp. 192–205.
- Ganesh, S.R., and others (2019). Marine snakes of Indian coasts: historical resume, systematic checklist, toxinology, status, and identification key. *Journal of Threatened Taxa*, vol. 11, No. 1, pp. 13132–13150.
- Gillett, Amber K. (2017). An investigation into the stranding of Australian sea snakes.
- Gillett, Amber K., and others (2014). An antemortem guide for the assessment of stranded Australian sea snakes (Hydrophiinae). *Journal of Zoo and Wildlife Medicine*, vol. 45, No. 4, pp. 755–765.
- Gillett, Amber K., and others (2017). Postmortem examination of Australian sea snakes (Hydrophiinae): Anatomy and common pathologic conditions. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, vol. 29, No. 5, pp. 593–611.
- Goiran, C., and others (2017). Industrial melanism in the seasnake *Emydocephalus annulatus*. *Current Biology*, vol. 27, No. 16, pp. 2510–2513.
- Goiran, C., and Richard Shine (2019). Grandmothers and deadly snakes: an unusual project in “citizen science”. *Ecosphere*, vol. 10, No. 10. e02877.

- Groom, Rachel A., and others (2017). Estimating long-term trends in abundance and survival for nesting flatback turtles in Kakadu National Park, Australia. *Endangered Species Research*, vol. 32, pp. 203–211.
- Hays, Graeme C., and others (2014). Different male vs. female breeding periodicity helps mitigate offspring sex ratio skews in sea turtles. *Frontiers in Marine Science*, vol. 1, art. 43.
- Heatwole, Harold, and others (2016). Physiological, ecological, and behavioural correlates of the size of the geographic ranges of sea kraits (Laticauda; Elapidae, Serpentes): A critique. *Journal of Sea Research*, vol. 115, pp. 18–25.
- Howard, Robert, and others (2014). Thermal tolerances of sea turtle embryos: current understanding and future directions. *Endangered Species Research*, vol. 26, No. 1, pp. 75–86.
- Jensen, Michael P., and others (2016). Spatial and temporal genetic variation among size classes of green turtles (*Chelonia mydas*) provides information on oceanic dispersal and population dynamics. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 543, pp. 241–256.
- Jensen, Michael P., and others (2018). Environmental warming and feminization of one of the largest sea turtle populations in the world. *Current Biology*, vol. 28, No. 1, pp. 154–159.
- Laloë, Jacques-Olivier, and others (2016). Sand temperatures for nesting sea turtles in the Caribbean: Implications for hatchling sex ratios in the face of climate change. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 474, pp. 92–99.
- Laloë, Jacques-Olivier, and others (2017). Climate change and temperature-linked hatchling mortality at a globally important sea turtle nesting site. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 11, pp. 4922–4931.
- Lauritsen, Ann Marie, and others (2017). Impact of the Deepwater Horizon oil spill on loggerhead turtle *Caretta caretta* nest densities in northwest Florida. *Endangered Species Research*, vol. 33, pp. 83–93.
- Lewis, Rebecca L., and others (2014). Global patterns of marine mammal, seabird, and sea turtle bycatch reveal taxa-specific and cumulative megafauna hotspots. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 14, pp. 5271–5276.
- Lillywhite, Harvey B., and others (2017). Why are there no sea snakes in the Atlantic? *BioScience*, vol. 68, No. 1, pp. 15–24.
- Limpus, C.J., and others (2013). Monitoring of Coastal Sea Turtles: Gap Analysis 1. Loggerhead turtles, *Caretta caretta*, in the Port Curtis and Port Alma Region. Report Produced for the Ecosystem Research and Monitoring Program Advisory Panel as Part of Gladstone Ports Corporation's Ecosystem Research and Monitoring Program.
- Limpus, C.J., and others (2017). Estimation of population size and comparison of the benefits of mid-season census and whole of breeding season census of flatback turtle reproduction in eastern Australia. Report produced for the Ecosystem Research and Monitoring Program Advisory Panel as part of Gladstone Ports Corporation's Ecosystem Research and Monitoring Program.
- Lobo, Aaron Savio, and others (2010). Commercializing bycatch can push a fishery beyond economic extinction. *Conservation Letters*, vol. 3, No. 4, pp. 277–285.
- Lukoschek, Vimoksalehi (2018). Congruent phylogeographic patterns in a young radiation of live-bearing marine snakes: Pleistocene vicariance and the conservation implications of cryptic genetic diversity. *Diversity and Distributions*, vol. 24, No. 3, pp. 325–340.
- Lynch, Jennifer M. (2018). Quantities of marine debris ingested by sea turtles: global meta-analysis highlights need for standardized data reporting methods and reveals relative risk. *Environmental Science & Technology*, vol. 52, No. 21, pp. 12026–12038.
- MacLeod, Amy, and others (2020). *Amblyrhynchus cristatus*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2020*: e.T1086A499235.
- MacLeod, Amy, and Sebastian Steinfartz (2016). The conservation status of the Galápagos marine iguanas, *Amblyrhynchus cristatus*: a molecular perspective. *Amphibia-Reptilia*, vol. 37, No. 1, pp. 91–109.
- Mancini, A., and others (2019). *Chelonia mydas* (North Indian Ocean subpopulation). In *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*. e.T142121108A142122995.

- Maurer, Andrew S., and others (2015). Sargassum accumulation may spell trouble for nesting sea turtles. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 13, No. 7, pp. 394–395.
- Mazaris, Antonios D., and others (2017). Global sea turtle conservation successes. *Science Advances*, vol. 3, No. 9, e 1600730.
- Miralles, Aurélien, and others (2017). Shedding light on the Imps of Darkness: an integrative taxonomic revision of the Galápagos marine iguanas (genus *Amblyrhynchus*). *Zoological Journal of the Linnean Society*, vol. 181, No. 3, pp. 678–710.
- Montero, Natalie, and others (2018). Influences of the local climate on loggerhead hatchling production in North Florida: implications from climate change. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 262.
- Nalovic, Michel, and others (2018). *Sea Turtles in the North-West Atlantic & Caribbean Region: MTSG Annual Regional Report 2018*. Draft report of the IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group.
- Nankivell, J.H., and others (2020). A new species of turtle-headed sea Snake (*Emydocephalus*: Elapidae) endemic to Western Australia. *Zootaxa*. <https://doi.org/10.11646/zootaxa.4758.1.6>.
- Nelms, Sarah E., and others (2016). Seismic surveys and marine turtles: an underestimated global threat? *Biological Conservation*, vol. 193, pp. 49–65.
- National Marine Fisheries Service (2019). *Recovering Threatened and Endangered Species, FY 2017-2018. Report to Congress*.
- Northwest Atlantic Leatherback Working Group (2019). *Dermochelys coriacea* (Northwest Atlantic Ocean subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*. e.T46967827A83327767.
- Park, Jaejin, and others (2017). Northward dispersal of sea kraits (*Laticauda semifasciata*) beyond their typical range. *PLoS One*, vol. 12, No. 6, e 0179871.
- Phillott, A.D., and A. Rees, eds. (2018). *Sea Turtles in the Middle East and South Asia Region: MTSG Annual Regional Report 2018*. Draft report of the IUCN-SSC Marine Turtle Specialist Group.
- Pizzitutti, Francesco, and others (2017). Scenario planning for tourism management: a participatory and system dynamics model applied to the Galapagos Islands of Ecuador. *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 25, No. 8, pp. 1117–1137.
- Putman, Nathan F., and others (2015). Deepwater Horizon oil spill impacts on sea turtles could span the Atlantic. *Biology Letters*, vol. 11, No. 12, 20150596.
- Rasmussen, Arne Redsted, and others (2014). Sea snakes in Australian waters (Serpentes: subfamilies Hydrophiinae and Laticaudinae) – a review with an updated identification key. *Zootaxa*, vol. 3869, No. 4, pp. 351–371.
- Rees, A.F., and others (2016). Are we working towards global research priorities for management and conservation of sea turtles? *Endangered Species Research*, vol. 31, pp. 337–382.
- Rezaie-Atagholipour, Mohsen, and others (2012). Metal concentrations in selected tissues and main prey species of the annulated sea snake (*Hydrophis cyanocinctus*) in the Hara Protected Area, northeastern coast of the Persian Gulf, Iran. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 64, No. 2, pp. 416–421.
- Rezaie-Atagholipour, Mohsen, and others (2016). Sea snakes (Elapidae, Hydrophiinae) in their westernmost extent: an updated and illustrated checklist and key to the species in the Persian Gulf and Gulf of Oman. *ZooKeys*, No. 622, pp. 129–164.
- Riskas, Kimberly A., and others (2018). Evaluating the threat of IUU fishing to sea turtles in the Indian Ocean and Southeast Asia using expert elicitation. *Biological Conservation*, vol. 217, pp. 232–239.
- Sanders, Kate L., and others (2012). *Aipysurus mosaicus*, a new species of egg-eating sea snake (Elapidae: Hydrophiinae), with a redescription of *Aipysurus eydouxii* (Gray, 1849). *Zootaxa*, No. 3431, pp. 1–18.
- Sanders, Kate L., and others (2013). Multilocus phylogeny and recent rapid radiation of the viviparous sea snakes (Elapidae: Hydrophiinae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, vol. 66, No. 3, pp. 575–591.
- Sanders, Kate L., and others (2014). High rates of hybridisation reveal fragile reproductive barriers between endangered Australian sea snakes. *Biological Conservation*, vol. 171, pp. 200–208.
- Sarker, Mohammad Abdur Razzaque, and others (2017). Sea snakes of Bangladesh: a preliminary survey of Cox's Bazar District with notes on diet, reproduction, and conservation status. *Herpetological Conservation and Biology*, vol. 12, No. 2, pp. 384–393.

- Schuyler, Qamar A., and others (2016). Risk analysis reveals global hotspots for marine debris ingestion by sea turtles. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 2, pp. 567–576.
- Seminoff, Jeffrey Aleksandr, and others (2015). Status review of the green turtle (*Chelonia mydas*) under the Endangered Species Act. United States.
- Sereshk, Zahra Heydari, and Alireza Riyahi Bakhtiari (2015). Concentrations of trace elements in the kidney, liver, muscle, and skin of short sea snake (*Lapemis curtus*) from the Strait of Hormuz Persian Gulf. *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 22, No. 20, pp. 15781–15787.
- Summers, Tammy M., and others (2018). Endangered Green Turtles (*Chelonia mydas*) of the Northern Mariana Islands: Nesting Ecology, Poaching, and Climate Concerns. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 428.
- Tiwari, M., and others (2013). *Dermochelys coriacea* (West Pacific Ocean subpopulation). In *The IUCN Red List of Threatened Species 2013*. e.T46967817A46967821.
- Udyawer, Vinay, and others (2018). Future directions in the research and management of marine snakes. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 399.
- Udyawer, Vinay, and others (2020). Prioritising search effort to locate previously unknown populations of endangered marine reptiles. *Global Ecology and Conservation*, vol. 22, e01013.
- Ukuwela, Kanishka D.B., and others. (2012). *Hydrophis donaldi* (Elapidae, Hydrophiinae), a highly distinctive new species of sea snake from northern Australia. *Zootaxa*, vol. 3201, No. 1, pp. 45–57.
- Ukuwela, Kanishka D.B., and others (2013). Molecular evidence that the deadliest sea snake *Enhydrina schistosa* (Elapidae: Hydrophiinae) consists of two convergent species. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, vol. 66, No. 1, pp. 262–269.
- Ukuwela, Kanishka D. B., and others (2014). Multilocus phylogeography of the sea snake *Hydrophis curtus* reveals historical vicariance and cryptic lineage diversity. *Zoologica Scripta*, vol. 43, No. 5, pp. 472–484.
- United Nations (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Chapter 39: Marine reptiles. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Valdivia, Abel, and others (2019). Marine mammals and sea turtles listed under the US Endangered Species Act are recovering. *PloS One*, vol. 14, issue 1, e0210164
- Van Cao, Nguyen, and others (2014). Sea snake harvest in the Gulf of Thailand. *Conservation Biology*, vol. 28, No. 6, pp. 1677–1687.
- Wallace, Bryan P., and others (2010). Regional management units for marine turtles: a novel framework for prioritizing conservation and research across multiple scales. *PloS One*, vol. 5, issue 12, e15465.
- Wallace, B., and others (2013). *Dermochelys coriacea* East Pacific Ocean subpopulation. In *The IUCN Red List of Threatened Species*. e.T46967807A46967809.
- Walsh, Stephen J., and Carlos F. Mena (2016). Interactions of social, terrestrial, and marine sub-systems in the Galapagos Islands, Ecuador. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 51, pp. 14536–14543.
- Wibbels, T., and E. Bevan (2019). *Lepidochelys kempii*. In *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*. e.T11533A142050590.
- Wikelski, Martin and others (2002). Galapagos islands: marine iguanas die from trace oil pollution. *Nature*, vol. 417, pp. 607–608.
- Wilcox, Chris and others (2018). A quantitative analysis linking sea turtle mortality and plastic debris ingestion. *Scientific Reports*, vol. 8, art. 12536.

Chapitre 6F

Oiseaux de mer

Contributeurices et contributeurs : Martin Cryer (organisateur de l'équipe de rédaction), Igor Debbski, Maria Dias, Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Carolina Hazin, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre), Cleo Small et Graeme Taylor.

Principales observations

- Depuis la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), l'état de conservation des oiseaux de mer s'est détérioré à l'échelle mondiale, poursuivant une tendance à long terme.
- Trente et un pour cent des espèces sont aujourd'hui menacées d'extinction, contre vingt-huit pour cent en 2010.
- Les pressions liées à la pêche (captures accessoires et épuisement des proies) affectent désormais davantage d'espèces, tandis que la pollution touche moins d'espèces (bien que les débris marins, en particulier les plastiques, constituent une nouvelle menace dont les conséquences sont mal comprises).
- Les espèces exotiques envahissantes et les changements climatiques restent également des causes majeures du déclin des oiseaux de mer. Le nombre d'espèces affectées est similaire à celui de 2010.
- L'état actuel des capacités et des ressources limite l'aptitude à évaluer les conséquences au niveau de la population et les implications des menaces existantes et émergentes sur les services écosystémiques.

1. Introduction

Les oiseaux de mer [définis comme des espèces d'oiseaux dont une grande partie de la population dépend du milieu marin pendant au moins une partie de l'année (Croxall et al., 2012)] jouent un rôle important dans les écosystèmes marins du monde, étant des prédateurs supérieurs dont la consommation de biomasse équivaut en quantité aux prises de l'ensemble des pêcheries réunies (Brooke, 2004). Les oiseaux de mer sont présents dans tous les océans, des zones côtières à la haute mer, et de nombreuses espèces sont très migratoires, reliant différents systèmes marins ou bassins océaniques (Croxall et al., 2005; Shaffer et al., 2006; Egevang et al., 2010; Dias et al., 2011).

Au total, 359 espèces sont identifiées selon la taxonomie actuelle, ce qui représente six ordres et 12 familles. La répartition mondiale des espèces (par pays) a été résumée par Croxall et al. (2012) sur la base de la richesse spécifique, du nombre d'espèces endémiques et du nombre d'espèces menacées. Les oiseaux de mer sont relativement bien étudiés, par rapport à la plupart des autres taxons marins, et plusieurs évaluations documentant le statut et les tendances récentes de groupes taxonomiques spécifiques ont été menées depuis la première Évaluation (Trathan et al., 2015; Phillips et al., 2016; Rodríguez et al., 2019).

La première Évaluation indiquait que 97 espèces d'oiseaux de mer étaient classées comme espèces menacées, à des degrés divers [à savoir les espèces classées comme étant en danger critique d'extinction, en voie de disparition ou vulnérables dans la Liste rouge des espèces menacées de l'Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources (UICN) de 2010], ce qui représentait 28 % des 346 espèces évaluées à l'époque. La première Évaluation a également souligné que les espèces d'oiseaux de mer pélagiques étaient particulièrement menacées et que les albatros (famille des Diomedidae), les pétrels (famille des Procellariidae, genres *Pterodroma* et *Pseudobulweria*) et les manchots (famille des Spheniscidae) étaient les groupes présentant les pourcentages les plus élevés d'espèces dans les catégories menacées de la Liste rouge de l'UICN. La première Évaluation a conclu que le déclin des populations d'oiseaux de mer était le résultat de 10 pressions primaires. En mer, il s'agissait notamment des captures accessoires (dans les pêches à la palangre, au filet maillant et au chalut), de la pollution (due aux déversements de pétrole et aux débris marins, y compris les plastiques), de l'épuisement des proies par la pêche ainsi que de la production énergétique et de l'exploitation minière en haute mer. Sur terre, les

principales menaces étaient les espèces exotiques envahissantes, les espèces indigènes problématiques (par exemple, celles qui sont devenues surabondantes), les perturbations humaines, le développement industriel et

résidentiel ainsi que la chasse et le piégeage. Les changements climatiques et les phénomènes météorologiques violents ont été identifiés comme affectant les oiseaux de mer à la fois sur terre et en mer.

2. Description des changements environnementaux (entre 2010 et 2020)

Le nombre d'espèces dans chaque catégorie de la Liste rouge de l'UICN de 2018, par ordre d'oiseaux de mer, est indiqué dans le tableau 1. Depuis lors, un examen quantitatif des menaces qui pèsent sur toutes les espèces d'oiseaux de mer au niveau mondial a été réalisé à l'aide de données recueillies dans plus de 900 publications et d'une approche d'évaluation standardisée basée sur le Système de classification des menaces de la Liste rouge de l'UICN (UICN, 2019) (Dias et al., 2019).

Dans leur étude, Dias et al. (2019) ont adopté une approche similaire à celle utilisée par Croxall et al. (2012), afin que leurs résultats puissent être utilisés pour évaluer l'évolution du statut des oiseaux de mer et des menaces qui pèsent sur eux depuis la première Évaluation. Depuis celle-ci, 28 espèces d'oiseaux de mer ont été reclassées dans une catégorie plus critique (c'est-à-dire que leur état de conservation s'est détérioré) et 11 espèces ont été reclassées dans une catégorie moins critique (c'est-à-dire que leur état de conservation s'est amélioré) (tableau 2). La détérioration du statut des espèces de l'ordre des Anseriformes (canards de mer), avec 5 des 18 espèces reclassées dans une catégorie plus critique, et de l'ordre des Procellariiformes (tubinaires), avec 11 des 131 espèces reclassées dans une catégorie plus critique et 4 reclassées dans une catégorie moins critique, a été particulièrement remarquable. Les Procellariiformes (en particulier les albatros et les pétrels) et les manchots restent les groupes ayant les plus fortes proportions d'espèces menacées (voir tableau 1). Le déclassement des espèces depuis la première Évaluation résulte d'une

amélioration des connaissances (par exemple, découverte de nouvelles colonies et révision de la taxonomie) plutôt que d'une véritable amélioration de leur statut.

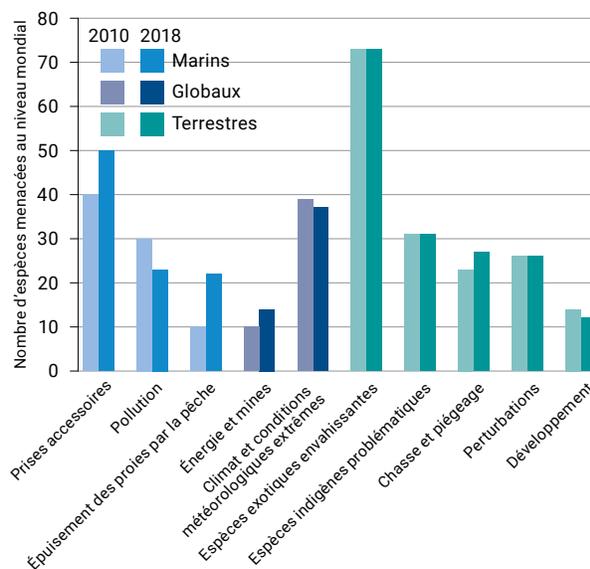
Une comparaison des études de Dias et al. (2019) et de Croxall et al. (2012) montre également que des facteurs tels que les espèces exotiques envahissantes, les changements climatiques et les conditions météorologiques extrêmes continuent d'affecter un nombre d'espèces menacées au niveau mondial similaire à celui de 2010 (figure 1). Dias et al. (2019) ont identifié les captures accessoires et l'épuisement des proies par la pêche comme ayant un impact sur un plus grand nombre d'espèces d'oiseaux de mer en 2018 qu'en 2010 (50 espèces globalement menacées, soit 10 de plus qu'en 2010, et 22 espèces globalement menacées, soit 12 de plus qu'en 2010, respectivement). Ces augmentations sont au moins en partie le résultat d'une meilleure compréhension des impacts des captures accessoires sur les oiseaux de mer, en particulier avec les pêches au filet maillant (Crawford et al., 2015; voir aussi ci-après), et des effets de la concurrence pour les espèces proies entre les pêcheries et les oiseaux de mer (Crawford et al., 2015; Grémillet et al., 2018; Trathan et al., 2015). Le déclin des espèces proies peut également être causé par d'autres facteurs que la pêche, notamment les changements climatiques (Mitchell et al., 2020). Les principales menaces qui pèsent sur les espèces menacées sont les mêmes que celles qui touchent toutes les espèces d'oiseaux de mer (Dias et al., 2019).

Tableau 1
Nombre d'espèces d'oiseaux de mer (346), par ordre, dans chaque catégorie de la Liste rouge de l'UICN en 2018 considérée par Croxall et al. (2012) et Dias et al. (2019)

Ordre des oiseaux de mer	EX	CR	EN	VU	NT	LC	DD	Total
Procellariiformes (tubenoses)	2	13	20	27	19	47	3	131
Sphénisciformes (manchots)	0	0	5	5	3	5	0	18
Charadriiformes (goélands et alcidés)	1	1	4	10	11	93	0	120
Ansériformes (canards de mer)	0	0	0	4	2	12	0	18
Suliformes (fous de Bassan et fous)	0	2	5	8	3	26	0	44
Gaviiformes (plongeurs huard)	0	0	0	0	1	4	0	5
Phaethontiformes (phaétons)	0	0	0	0	0	3	0	3
Pélécaniformes (pélicans)	0	0	0	0	1	2	0	3
Podicipédiformes (grèbes)	0	0	0	1	0	3	0	4
Total	3	16	34	55	40	195	3	346

Abréviations : EX, Éteinte; CR, En danger critique; EN, En danger; VU, Vulnérable; NT, Quasi menacée; LC, Préoccupation mineure; DD, Données insuffisantes.

Figure 1
Nombre d'espèces d'oiseaux de mer menacées au niveau mondial et considérées comme étant affectées par des processus marins, terrestres et globaux menaçants en 2010 et 2018



Source : Croxall et al. (2012), données pour 2010; Dias et al. (2019), données pour 2018.

Note : Seuls les processus pris en compte dans les deux évaluations sont indiqués.

Les changements climatiques auraient déjà provoqué le déclin de près de 100 espèces d'oiseaux de mer (Dias et al., 2019). Par exemple, les changements de la température de la surface de la mer à la fin de l'hiver ont été associés à une baisse du taux de croissance de la population de l'albatros à sourcils noirs (*Thalassarche melanophris*), principalement en raison des effets sur la disponibilité des proies et la survie ultérieure des juvéniles (Jenouvrier et al., 2018). De même, Carroll et al. (2015) ont constaté que le succès de la reproduction dans 11 colonies de mouettes tridactyles (*Rissa tridactyla*) en Irlande et au Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord était plus élevé lorsque la stratification était plus faible avant la reproduction et lorsque les températures de surface de la mer étaient plus basses pendant la saison de reproduction.

Les espèces exotiques envahissantes continuent de menacer 73 espèces, soit le même nombre qu'en 2010, les rats et les chats étant une menace particulière pour les petits pétrels, comme les *Pterodroma* et les pétrels-tempête (Rodríguez et al., 2019). Dans leur étude globale, Jones et al. (2016) ont

identifié 122 espèces (202 populations) d'oiseaux de mer ayant bénéficié (du fait de l'augmentation de la taille de la population ou de la colonisation d'un lieu) de l'éradication des mammifères envahissants des îles. D'autres programmes visant à restaurer ou à améliorer

l'habitat des oiseaux de mer ont également été jugés bénéfiques, notamment la plantation et le reboisement, le désherbage, l'amélioration ou l'offre de possibilités de nidification et la lutte contre l'érosion (Beck et al., 2015; Bried et Neves, 2015; Buxton et al., 2016).

Tableau 2
Résumé de l'évolution du statut des espèces d'oiseaux de mer figurant sur la Liste rouge de l'UICN entre 2010 et 2018^a

Ordre des oiseaux de mer	Reclassement	Inchangé	Déclassement	Données insuffisantes	Total
Procellariiformes	11	112	4	4	131
Sphénisciformes	1	15	2	0	18
Charadriiformes	8	108	4	0	120
Ansériformes	5	13	0	0	18
Suliformes	2	41	1	0	44
Gaviiformes	0	5	0	0	5
Phaethontiformes	0	3	0	0	3
Pélécaniformes	0	3	0	0	3
Podicipediformes	1	3	0	0	4
Total	28	303	11	4	346

Source : Croxall et al. (2012) pour 2010; Dias et al. (2019) pour 2018.

Note : Le « reclassement » signifie un état de conservation plus mauvais en 2018 qu'en 2010, tandis que le « déclassement » signifie un meilleur état de conservation. Les espèces sont considérées comme présentant des données insuffisantes si elles ont été classées comme telles dans la Liste rouge de l'UICN en 2010 ou en 2018 parce qu'aucune évaluation significative de l'évolution du statut n'a pu être faite.

^a La comparaison est limitée aux 346 espèces d'oiseaux de mer considérées par les deux auteurs.

Les captures accessoires des pêcheries restent la plus grande menace en mer pour les oiseaux de mer Procellariiformes, affectant surtout les albatros, les grands pétrels et les puffins (Phillips et al., 2016; Rodríguez 2019). La cible 14.2 des objectifs de développement durable¹ prévoit que les écosystèmes marins et côtiers doivent être gérés et protégés de manière durable d'ici 2020 afin d'éviter des impacts négatifs importants; et les impacts sur la biodiversité devront être pris en compte afin de progresser vers l'objectif 12. Les efforts visant à réduire les captures accessoires d'oiseaux de mer par les pêcheries se sont multipliés, notamment par l'adoption ou la mise à jour

de plans d'action nationaux par certains pays utilisant des méthodes de pêche à la palangre, au chalut ou au filet maillant, dans lesquelles les captures accessoires sont le plus souvent un problème. Des mesures d'atténuation obligatoires ont également été introduites dans certaines zones de juridiction nationale et dans certaines parties de la haute mer, y compris, par exemple, le lestage des lignes, la pose nocturne des lignes, les dispositifs d'effarouchement des oiseaux et la fermeture de zones (Brothers et al., 1999; Abraham et al., 2017). Il est prouvé que le nombre d'espèces d'oiseaux de mer menacées par l'épuisement de leurs proies par la pêche a plus que doublé au cours

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

de la dernière décennie (Croxall et al., 2012; Dias et al., 2019), bien que cette augmentation soit au moins en partie due à une meilleure compréhension dans ce domaine.

En revanche, l'évaluation la plus récente a révélé que les menaces liées à la pollution marine ont diminué, la pollution touchant désormais 23 espèces menacées au niveau mondial (soit 7 de moins qu'en 2010). Cette diminution est principalement due à la réduction globale de la pollution liée aux déversements d'hydrocarbures au cours des dernières décennies (Roser, 2013). La pollution sous forme de plastiques marins a été documentée comme affectant les espèces d'oiseaux marins à grande échelle (par exemple, Wilcox et al., 2015). Malgré la cible 1 de l'objectif de développement durable 14, qui vise à prévenir et à réduire de manière significative la pollution marine de toutes sortes d'ici 2025, le plastique présent dans l'environnement marin devrait continuer à affecter de nombreuses espèces d'oiseaux marins dans les prochaines décennies (Kühn et al., 2015; Ryan et al., 2009; Wilcox et al., 2015). Bien que cette forme de pollution n'ait pas encore été identifiée comme une cause directe de nombreux déclinis au niveau des populations (mais voir Auman et al., 1997, et Lavers et al., 2014), les petites espèces essentiellement pélagiques comme les pétrels-tempête, les prions et les stariques (Roman et al., 2019; Wilcox et al., 2015) sont les plus susceptibles d'être menacées. La pollution lumineuse, tant au niveau des colonies (Rodríguez et al., 2017; Rodríguez et al., 2019) que des plateformes pétrolières, des navires et autres structures artificielles en mer, constitue une menace pour les petits pétrels (Montevecchi, 2006; Rodríguez et al., 2019), bien que ses impacts sur les populations soient mal connus. Cette menace n'a pas été prise en compte dans la première Évaluation.

Parmi les autres menaces émergentes identifiées par Dias et al. (2019) figurent la production d'énergie, en particulier les parcs d'éoliennes au large, l'exploitation minière des fonds marins (Green et al., 2016) et la pollution lumineuse,

y compris celle provenant des infrastructures marines telles que les plateformes et les navires (Rodríguez et al., 2017; Rodríguez et al., 2019). Les conséquences de ces menaces au niveau des populations restent encore mal comprises, mais les oiseaux de mer juvéniles et les oiseaux proches des colonies semblent être particulièrement sensibles à la pollution lumineuse (Rodríguez et al., 2015). Des effets néfastes tels que la collision et la mortalité ont été décrits pour au moins 21 espèces de Procellariiformes, notamment en raison de l'attraction des oiseaux par la lumière artificielle des installations de pêche et des installations pétrolières et gazières au large (Montevecchi, 2006). De nouvelles avancées dans ces domaines d'étude seraient utiles à la mise en œuvre de la cible 9 de l'objectif de développement durable 15, qui prévoit que les valeurs des écosystèmes et de la biodiversité devraient être intégrées dans les processus de planification et de développement nationaux et locaux d'ici 2020 (de telles avancées seraient également pertinentes pour les objectifs 7, 9 et 11 dans ce domaine).

Bien que la taille des populations de certaines espèces de manchots augmente, les changements climatiques ont été identifiés comme une menace majeure pour de nombreuses espèces du groupe, les déclinis étant principalement associés aux changements des conditions de l'habitat, à la fréquence accrue des inondations et des tempêtes et aux températures extrêmes (Trathan et al., 2015; Dias et al., 2019). La cible 2 de l'objectif de développement durable 13 prévoit que les mesures relatives au changement climatique doivent être intégrées dans les politiques, les stratégies et la planification nationales, même si elle ne comporte pas de date butoir. Les captures accessoires, la concurrence avec les pêcheries, la pollution, les espèces exotiques envahissantes et les perturbations dans les colonies sont également d'importants facteurs de stress avérés pour les espèces de manchots (Trathan et al., 2015; Crawford et al., 2017; Dias et al., 2019).

3. Conséquences des changements dans les populations d'oiseaux de mer pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Les changements dans les populations d'oiseaux de mer, en particulier les déclin importants, ont un impact sur la biodiversité et le fonctionnement associé des systèmes marins et des services écosystémiques qu'ils fournissent (Wenny et al., 2011; Burdon et al., 2017; Tavares et al., 2019). Par exemple, les oiseaux de mer qui se nourrissent en mer et nichent à terre peuvent apporter une proportion importante de nutriments qui entrent dans ce dernier système, ce qui améliore la productivité de la faune et de la flore locales ainsi que des systèmes côtiers adjacents (Graham et al., 2018). Des changements dans ce transfert de nutriments affecteraient profondément ces

systèmes. Les conséquences des changements dans les populations d'oiseaux de mer sur les services des écosystèmes, bien que mal comprises, sont susceptibles d'être variées et complexes. Ainsi, elles sont directement liées à de nombreux objectifs du développement durable, notamment les objectifs 7 (énergie propre et d'un coût abordable), 9 (industrie, innovation et infrastructure), 11 (villes et communautés durables), 12 (consommation et production responsables), 13 (mesures relatives à la lutte contre les changements climatiques), 14 (vie aquatique) et 15 (vie terrestre).

4. Perspectives

Le déclin continu à long terme de l'état des populations d'oiseaux de mer, en particulier pour les espèces pélagiques au cours de la dernière décennie (figure II), et la persistance de menaces majeures n'offrent pas de perspectives positives pour les oiseaux de mer dans un avenir proche.

Les efforts actuels visant à atténuer les effets des captures accessoires de la pêche et des espèces envahissantes, en particulier dans les habitats insulaires, se poursuivront probablement. En effet, leur importance pour la conservation de la biodiversité et des oiseaux de mer est de plus en plus reconnue et fait désormais figure de priorité (Buxton et al., 2016; Jones et al., 2016). Toutefois, si la pression de la pêche sur les poissons fourrage s'intensifie, la concurrence entre les pêcheries et les oiseaux de mer pourrait se renforcer, avec les effets néfastes qui pourraient en découler pour certaines populations d'oiseaux de mer, même si les preuves empiriques d'un effet constant ne sont pas solides (Hilborn et al., 2017). Les impacts d'une concurrence potentiellement accrue peuvent être exacerbés par toute diminution de l'abondance des proies liée à

des changements des conditions océanographiques induits par les changements climatiques (Grémillet et Boulinier, 2009). Dans ce contexte, la transition des pêcheries vers des niveaux trophiques inférieurs, en particulier vers les espèces mésopélagiques (St. John et al., 2016), peut être particulièrement problématique car les poissons mésopélagiques constituent une part importante du régime alimentaire de nombreux oiseaux de mer pélagiques (Watanuki et Thiebot, 2018).

Les changements climatiques devraient avoir de profondes implications pour de nombreuses populations d'oiseaux de mer, en raison de la redistribution potentielle des proies et des changements dans la composition des communautés marines. Les effets directs des changements climatiques sont susceptibles d'accroître le stress thermique dans les colonies de reproduction et de nidification, d'augmenter les perturbations dans les colonies de reproduction et de nidification en augmentant la fréquence et l'intensité des tempêtes, en particulier dans les régions de colonies de faible altitude, et d'accroître l'inondation des zones de nidification et d'alimentation de faible

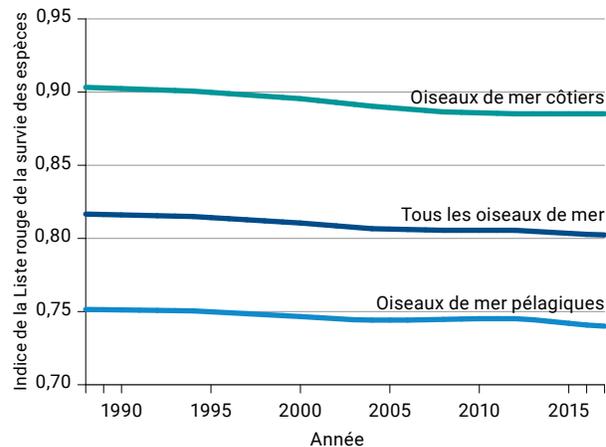
altitude en raison de l'élévation du niveau de la mer (Grémillet et Boulinier 2009). Des groupes tels que les manchots sont particulièrement vulnérables aux conséquences négatives des changements climatiques (Dias et al., 2019), notamment les espèces qui dépendent de la banquise ou de conditions particulières d'habitat susceptibles de décliner sous l'effet de ces changements (Ainley et al., 2010). Bien que l'on prévoie que de nombreuses autres espèces seront affectées négativement par les changements climatiques (BirdLife International et Société nationale Audubon, 2015), certaines pourraient en revanche être affectées positivement par l'augmentation de leur aire de répartition ou de la taille de leur population. Par exemple, les populations du manchot royal (*Aptenodytes patagonicus*) et de l'albatros à sourcils noirs nichant sur l'île Heard (Australie), devraient augmenter (Chambers et al., 2011) en raison de l'extension des zones de reproduction résultant du retrait progressif des glaciers.

À mesure que l'utilisation de la technologie des énergies renouvelables (vent, eau et vagues) continue à se développer à l'échelle mondiale, le risque que les oiseaux de mer interagissent avec les installations correspondantes devrait augmenter. Ces interactions sont susceptibles de se produire principalement avec les espèces côtières, comme les plongeurs, les macreuses, les sternes et les cormorans (Garthe et Hüppop, 2004), et peuvent être plus problématiques pour les espèces très mobiles, comme les puffins (Busch et Garthe, 2018). L'augmentation potentielle des impacts pourrait être atténuée en positionnant les installations dans des zones moins favorisées par les oiseaux de mer, identifiées grâce à l'utilisation de données d'observation et de suivi sur l'utilisation des habitats (par exemple, Busch et al., 2013; Winship et al., 2018).

Bien que le nombre de grandes marées noires ait diminué au cours des dernières décennies, d'autres sources de pollution, notamment les débris marins, sont susceptibles d'augmenter, en particulier à la lumière des prévisions d'augmentation importante de la quantité de déchets plastiques dans l'environnement marin (Jambeck et al., 2015). Les impacts liés à la

pollution lumineuse devraient également s'accroître, en grande partie en raison de la croissance continue du trafic maritime, qui s'élève à environ 4 % par an (Conférence des Nations Unies sur le commerce et le développement, 2018). Les espèces menacées et les espèces dont la population est de petite taille sont plus susceptibles d'être touchées (Rodríguez et al., 2019). L'augmentation du trafic maritime peut également accroître le risque d'introduire des prédateurs ou des agents pathogènes exotiques dans des zones d'où ils étaient jusque-là absents, ce qui pourrait affecter les populations d'oiseaux de mer (Renner et al., 2018).

Figure II
Indice de la Liste rouge de la survie des espèces d'oiseaux de mer pour la période 1988-2017



Note : Cet indice utilise les informations de la Liste rouge de l'UICN pour mesurer les taux de survie globaux projetés des espèces au sein des groupes (Butchart et al., 2007). Il se fonde sur les changements de la proportion d'espèces dans chaque catégorie de classification des menaces résultant d'une amélioration ou d'une détérioration réelle de la situation de chaque espèce. L'indice révisé est échelonné de telle sorte que, pour tout groupe donné, une valeur de 1 indique que toutes les espèces sont classées dans la catégorie « Préoccupation mineure », tandis qu'une valeur de 0 indique que toutes les espèces sont éteintes.

De nouvelles technologies de suivi des oiseaux de mer (voir, par exemple, Sansom et al., 2018; Zhang et al., 2019) et des logiciels de cartographie et d'analyse sophistiqués permettront d'estimer l'exposition des populations d'oiseaux de mer à des menaces individuelles avec une précision croissante. Cela devrait

permettre d'identifier les espèces, les stades de vie, les menaces, les lieux et les périodes où les mesures d'atténuation seront les plus bénéfiques pour les populations d'oiseaux de mer, ainsi que de mettre en évidence les principales lacunes en matière de connaissances. Des approches quantitatives de chevauchement spatial ont été utilisées principalement

pour évaluer les impacts et les risques posés par la pêche (voir, par exemple, Tuck et al., 2011; Abraham et al., 2017; Clay et al., 2019), mais elles pourraient être utilisées dans les évaluations futures de toutes les menaces ayant une composante spatiale (par exemple, comme indiqué par Currey et al., 2012; Redfern et al., 2013).

5. Principales lacunes en matière de connaissances

Malgré le fait que les oiseaux de mer soient relativement bien étudiés, il reste plusieurs lacunes dans les connaissances sur la démographie, le statut, la répartition en mer et les tendances des populations de petites espèces, comme les pétrels-tempête, les Pterodroma, les prions et les stariques. En outre, la répartition en mer de la plupart des espèces d'oiseaux marins aux stades jeunes du cycle de vie est mal comprise par rapport à celle des adultes. Toutefois, les plus grandes lacunes

concernent peut-être les conséquences probables, au niveau de la population, et les changements qui en résulteront pour les services écosystémiques (et les progrès vers la réalisation des objectifs de développement durable), des impacts de menaces émergentes telles que les débris marins (en particulier les plastiques), les installations d'énergie éolienne et marémotrice côtières et au large, l'exploitation minière des grands fonds et la pollution lumineuse.

6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

Les principales lacunes qui subsistent en matière de capacités sont liées aux lacunes en matière de connaissances identifiées ci-dessus. L'état actuel des capacités et des ressources limitent notre aptitude à surveiller les tendances des populations, à comprendre la répartition en mer des oiseaux à différents stades de leur vie et à estimer la démographie

et la productivité de toutes les espèces, à l'exception des plus intensément étudiées. Ces lacunes limitent considérablement notre capacité à évaluer les conséquences au niveau de la population et les implications des menaces existantes et émergentes sur les services écosystémiques.

Références

- Abraham, Edward R., and others (2017). Assessment of the risk of southern hemisphere surface longline fisheries to ACAP Species. In ACAP – Eighth Meeting of the Seabird Bycatch Working Group. SBWG8-Doc-07. Wellington.
- Ainley, David, and others (2010). Antarctic penguin response to habitat change as Earth's troposphere reaches 2 C above preindustrial levels. *Ecological Monographs*, vol. 80, No. 1, pp. 49–66.
- Auman, Heidi J., and others (1997). Plastic ingestion by Laysan Albatross chicks on Sand Island, Midway Atoll, in 1994 and 1995. *Albatross Biology and Conservation*, vol. 239244.
- Beck, Jessie, and others (2015). Año Nuevo State Park Seabird Conservation and Habitat Restoration: Report 2015. Oikonos–Ecosystem Knowledge (2015).

- BirdLife International, and National Audubon Society (2015). *The Messengers: What Birds Tell Us about Threats from Climate Change and Solutions for Nature and People*. Cambridge: BirdLife International.
- Bried, Joël, and Verónica C. Neves (2015). Habitat restoration on Praia islet, Azores archipelago, proved successful for seabirds, but new threats have emerged. *Airo*, vol. 23, pp. 25–35.
- Brooke, de L.M. (2004). The food consumption of the world's seabirds. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, vol. 271, suppl. No. 4, pp. S246–S248.
- Brothers, Nigel P., and others (1999). *The Incidental Catch of Seabirds by Longline Fisheries: Worldwide Review and Technical Guidelines for Mitigation*. FAO Fisheries Circular, No. 937, pp. 1–100.
- Burdon, Daryl, and others (2017). The matrix revisited: a bird's-eye view of marine ecosystem service provision. *Marine Policy*, vol. 77, pp. 78–89.
- Busch, Malte, and Stefan Garthe (2018). Looking at the bigger picture: The importance of considering annual cycles in impact assessments illustrated in a migratory seabird species. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 2, pp. 690–700.
- Busch, Malte, and others (2013). Consequences of a cumulative perspective on marine environmental impacts: offshore wind farming and seabirds at North Sea scale in context of the EU Marine Strategy Framework Directive. *Ocean & Coastal Management*, vol. 71, pp. 213–224.
- Butchart, Stuart H.M., and others (2007). Improvements to the Red List Index. *PloS One*, vol. 2, No. 1, e 140.
- Buxton, Rachel T., and others (2016). Deciding when to lend a helping hand: a decision-making framework for seabird island restoration. *Biodiversity and Conservation*, vol. 25, pp. 467–484.
- Carroll, Matthew, and others (2015). Effects of sea temperature and stratification changes on seabird breeding success. *Climate Research*, vol. 66, pp. 75–89.
- Chambers, Lynda E., and others (2011). Observed and predicted effects of climate on Australian seabirds. *Emu-Austral Ornithology*, vol. 111, pp. 235–251.
- Clay, Thomas A., and others (2019). A comprehensive large-scale assessment of fisheries by-catch risk to threatened seabird populations. *Journal of Applied Ecology* vol. 56, pp. 1882–1893.
- Crawford, Robert J.M., and others (2015). A changing distribution of seabirds in South Africa: the possible impact of climate and its consequences. *Frontiers in Ecology and Evolution*, vol. 3, art. 10.
- Crawford, Rory, and others (2017). Tangled and drowned: a global review of penguin by-catch in fisheries. *Endangered Species Research*, vol. 34, pp. 373–396.
- Croxall, John P., and others (2005). Global circumnavigations: tracking year-round ranges of nonbreeding albatrosses. *Science*, vol. 307, No. 5707, pp. 249–250.
- Croxall, John P., and others (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, vol. 22, No. 1, pp. 1–34.
- Currey, Rohan J.C., and others (2012). *A Risk Assessment of Threats to Maui's Dolphins*. New Zealand Ministry for Primary Industries and Department of Conservation.
- Dias, Maria P., and others (2011). Breaking the routine: individual Cory's shearwaters shift winter destinations between hemispheres and across ocean basins. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 278, No. 1713, pp. 1786–1793.
- Dias, Maria P., and others (2019). Threats to seabirds: a global assessment. *Biological Conservation*, vol. 237, pp. 525–537.
- Egevang, Carsten, and others (2010). Tracking of Arctic terns *Sterna paradisaea* reveals longest animal migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 107, No. 5, pp. 2078–2081.
- Garthe, Stefan, and Ommo Hüppop (2004). Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology*, vol. 41, No. 4, pp. 724–734.
- Graham, Nicholas A.J., and others (2018). Seabirds enhance coral reef productivity and functioning in the absence of invasive rats. *Nature*, vol. 559, pp. 250–253.

- Green, Rhys E., and others (2016). Lack of sound science in assessing wind farm impacts on seabirds. *Journal of Applied Ecology*, vol. 53, No. 6, pp. 1635–1641.
- Grémillet, David, and others (2018). Persisting worldwide seabird-fishery competition despite seabird community decline. *Current Biology*, vol. 28, No. 24, pp. 4009–4013.
- Grémillet, David, and Thierry Boulinier (2009). Spatial ecology and conservation of seabirds facing global climate change: a review. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 391, pp. 121–137.
- Hilborn, Ray, and others (2017). When does fishing forage species affect their predators? *Fisheries Research*, vol. 191, pp. 211–221.
- International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN) (2019). Threats Classification Scheme (version 2019-3). *The IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org/en.
- Jambeck, Jenna R., and others (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, vol. 347, No. 6223, pp. 768–771.
- Jenouvrier, Stéphanie, and others (2018). Climate change and functional traits affect population dynamics of a long-lived seabird. *Journal of Animal Ecology*, vol. 87, pp. 906–920.
- Jones, Holly P., and others (2016). Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, pp. 4033–4038.
- Kühn, Susanne, and others (2015). Deleterious effects of litter on marine life. In *Marine Anthropogenic Litter*. Cham, Switzerland: Springer, pp. 75–116.
- Lavers, Jennifer L., and others (2014). Plastic ingestion by Flesh-footed Shearwaters (*Puffinus carneipes*): implications for fledgling body condition and the accumulation of plastic-derived chemicals. *Environmental Pollution*, vol. 187, pp. 124–129.
- Mitchell, Ian, and others (2020). Impacts of climate change on seabirds, relevant to the coastal and marine environment around the United Kingdom. *MCCIP Science Review 2020*, pp. 382–399. <https://doi.org/10.14465/2020.arc17.sbi>.
- Montevecchi, William A. (2006). Influences of Artificial Light on Marine Birds. In *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, pp. 94–113.
- Phillips, Richard A., and others (2016). The conservation status and priorities for albatrosses and large petrels. *Biological Conservation*, vol. 201, pp. 169–183.
- Redfern, J.V., and others (2013). Assessing the risk of ships striking large whales in marine spatial planning. *Conservation Biology*, vol. 27, No. 2, pp. 292–302.
- Renner, Martin, and others (2018). The risk of rodent introductions from shipwrecks to seabirds on Aleutian and Bering Sea islands. *Biological Invasions*, vol. 20, No. 9, pp. 2679–2690.
- Rodríguez, Airam, and others (2015). GPS tracking for mapping seabird mortality induced by light pollution. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 10670. <https://doi.org/10.1038/srep10670>.
- Rodríguez, Airam, and others (2017). Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology*, vol. 31, No. 5, pp. 986–1001.
- Rodríguez, Airam, and others (2019). Future directions in conservation research on petrels and shearwaters. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 94.
- Roman, Lauren, and others (2019). Ecological drivers of marine debris ingestion in Procellariiform Seabirds. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 916.
- Roser, Max (2013). Our World in Data. Oil Spills. Available at <https://ourworldindata.org/oil-spills>.
- Ryan, Peter G., and others (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, No. 1526, pp. 1999–2012.
- Sansom, Alex, and others (2018). Comparing marine distribution maps for seabirds during the breeding season derived from different survey and analysis methods. *PLoS one*, vol. 13 No. 8, e0201797.
- Shaffer, Scott A., and others (2006). Migratory shearwaters integrate oceanic resources across the Pacific Ocean in an endless summer. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 103, No. 34, pp. 12799–12802.

- St. John, Michael A., and others (2016). A dark hole in our understanding of marine ecosystems and their services: perspectives from the Mesopelagic community. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 31.
- Tavares, Davi Castro, and others (2019). Traits shared by marine megafauna and their relationships with ecosystem functions and services. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 262.
- Trathan, Phil N., and others (2015). Pollution, habitat loss, fishing, and climate change as critical threats to penguins. *Conservation Biology*, vol. 29, No. 1, pp. 31–41.
- Tuck, Geoffrey N., and others (2011). An assessment of seabird: fishery interactions in the Atlantic Ocean. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, No. 8, pp. 1628–1637.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Conference on Trade and Development (2018). *Review of Maritime Transport*. United Nations publication.
- Watanuki, Yutaka, and Jean-Baptiste Thiebot (2018). Factors affecting the importance of myctophids in the diet of the world's seabirds. *Marine Biology*, vol. 165, No. 4, art. 79.
- Wenny, Daniel G., and others (2011). The Need to Quantify Ecosystem Services Provided by Birds. *The Auk*, vol. 128, No. 1, pp. 1–14.
- Wilcox, Chris, and others (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 112, No. 38, pp. 11899–11904.
- Winship, Arliss J., and others (2018). *Modeling At-Sea Density of Marine Birds to Support Atlantic Marine Renewable Energy Planning: Final Report*. OCS Study BOEM 2018-010. Sterling, Virginia: United States Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management, Office of Renewable Energy Programs.
- Zhang, Jingjing, and others (2019). GPS telemetry for small seabirds: using hidden Markov models to infer foraging behaviour of common diving petrels (*Pelecanoides urinatrix urinatrix*). *Emu – Austral Ornithology*, vol. 119, No. 2, pp. 126–137.

Chapitre 6G

Plantes marines et macroalgues

Contributeurices et contributeurs : Hilconida Calumpong, Hugh Kirkman et Nair Sumie Yokoya (co-organisateurs de l'équipe de rédaction), Jason M. Hall-Spencer, Nahid Abdel Rahim Osman, Chul Park (responsable d'équipe pour le chapitre), Franciane Pellizzari et Elizabeth Sinclair.

Principales observations

- Quelque 90 % des espèces de palétuviers, d'herbiers marins et de plantes palustres sont considérées comme menacées d'extinction; 19 % des palétuviers, 21 % des herbiers marins, et une espèce de plante palustre figurent sur la Liste rouge des espèces menacées de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN).
- Parmi les macroalgues, une espèce australienne d'algue rouge (*Vanvoorstia bennettiana*) est classée comme « Éteinte », 10 espèces (six d'algues rouges et quatre d'algues brunes) comme « En danger critique », une espèce d'algue brune comme « En danger », et 4 espèces (trois d'algues rouges et une d'algue brune) sont classées comme « Vulnérables ». Le nombre d'espèces de macroalgues évaluées et classées sur la Liste rouge de l'UICN représente moins de 1 % du nombre total d'espèces répertoriées dans le Système d'information sur la biodiversité des océans (OBIS), ce qui en dit long sur les graves lacunes de nos connaissances sur les macroalgues. Les 15 espèces menacées sont toutes endémiques des îles Galapagos, et 47 espèces ont été classées comme en danger d'extinction en Méditerranée.
- L'Antarctique arrive en tête pour l'endémisme des macroalgues, avec 27 % d'espèces endémiques, suivi par l'Amérique du Sud (22 %) et le grand écosystème marin de la mer Rouge (9 %).
- De nouvelles techniques pour reconnaître les espèces et identifier leurs relations phylogénétiques ont été développées, comme la génomique. Le nombre d'espèces reconnues devrait donc augmenter, en particulier pour les macroalgues. Toutefois, certaines régions resteront moins étudiées que d'autres en raison des disparités régionales en matière de capacités humaines et d'infrastructures.

1. Introduction

Le présent chapitre examine la taxonomie, l'état de conservation et l'évolution des populations de plantes marines en se concentrant spécifiquement sur les palétuviers, les plantes des marais salants, les herbiers marins et les macroalgues (ou algues marines), qui regroupent les macroalgues rouges, vertes et brunes. Bien que les mangroves, les marais salants et les herbiers marins aient été examinés individuellement, respectivement aux chapitres 48, 49 et 47

de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), et soient couverts respectivement dans les chapitres 7H, 7I et 7G de la présente Évaluation, ils n'ont été considérés qu'à l'échelle de l'écosystème, et non au niveau des espèces. Les macroalgues ont également été couvertes dans la première Évaluation, mais en tant que source de nourriture (chap. 14) et en tant qu'écosystèmes (chap. 47, sur les forêts de varech, et chap. 50, sur la mer des Sargasses).

2. Mangroves

Les mangroves sont composées d'arbustes et d'arbres qui poussent dans la ceinture côtière des zones tropicales et subtropicales du monde entier. Pour survivre dans des milieux marins saumâtres et peu profonds, les palétuviers qui les composent ont développé des caractéristiques particulières, telles que : a) de courtes extensions latérales des racines,

appelées pneumatophores, qui poussent vers le haut à partir de substrats boueux et anoxiques (sans oxygène) et permettent l'absorption de l'oxygène de l'air; b) un système de tiges ramifiées, dites racines aériennes ou racines-échasses, et de racines d'appui pour un meilleur ancrage dans des substrats mous et pour résister aux vents forts et aux

vagues; c) des feuilles succulentes avec des tissus internes de stockage de l'eau; d) des mécanismes de sécrétion ou d'exclusion du sel, comme les glandes salines des feuilles de certaines espèces, pour garantir l'équilibre osmotique; e) une reproduction vivipare, où la graine germe sous forme d'une plantule, appelé propagule, tout en restant attachée à la plante mère, produisant un début de racine allongée qui finit par tomber directement dans le substrat, venant ainsi se « planter » d'elle-même. En l'absence de perturbation, les forêts sont marquées par une zonation particulière, chaque zone étant dominée par des espèces caractéristiques.

2.1. Traitement taxonomique

La World Mangroves Database (Dahdouh-Guebas, 2020) répertorie 65 noms « valables » ou corrects de taxons de mangrove répartis dans 14 familles, avec cinq hybrides, mais en excluant trois espèces de fougères du genre *Acrostichum* et deux espèces de légumineuses du genre *Cynometra*. Aucune nouvelle espèce de palétuvier n'a été décrite au cours de la dernière décennie, bien que de nouveaux hybrides aient été identifiés à l'aide de méthodes moléculaires, ce qui porte le nombre actuel à huit (Ragavan et al., 2017; Ono et al., 2016). Le nombre d'espèces peut sembler peu élevé par rapport à d'autres groupes de plantes comme les fougères ou les graminées, mais les taxons des mangroves appartiennent à 16 familles très variées de plantes à fleurs, à l'exception de trois espèces qui appartiennent à la famille des fougères. Sur les 16 familles, seules deux (Pellicieraceae et Rhizophoraceae) contiennent exclusivement des espèces marines.

2.2. Situation actuelle et évolutions

Comme indiqué au chapitre 48 de la première Évaluation, le nombre d'espèces de palétuviers stricts ou « véritables » se situe, selon les critères utilisés, entre 70 et 73, en comptant les hybrides. Il a également été souligné que les regroupements d'espèces ont changé à la

suite d'études taxonomiques. Par exemple, le genre *Sonneratia*, qui appartenait autrefois à la famille des Sonneratiaceae, est maintenant classée dans la famille des Lythraceae (Little et al., 2004), et les Sonneratiaceae ont été réléguées à des sous-familles.

De 1998 à 2018, l'UICN a évalué le risque d'extinction de 64 de ces espèces. À compter du 19 novembre 2019, trois d'entre elles étaient classées dans la catégorie « En danger critique » [*Sonneratia griffithii* (Duke et al., 2010a), *Bruguiera hainesii*¹ (Duke et al., 2010b) et *Sonneratia hainanensis* (Centre mondial de surveillance pour la conservation, 1998)], trois dans la catégorie « En danger », toutes appartenant à la famille des Malvaceae [*Camptostemon philippinensis* (Duke et al., 2010c), *Heritiera fomes* (Kathiresan et al., 2010) et *H. globosa* (Sukardjo, 2010)], cinq comme « Quasi menacées » [*Aegialitis rotundifolia* (Ellison et al., 2010a), *Aegiceras floridum* (Ellison et al., 2010b), *Ceriops decandra* (Duke et al., 2010d), *Sonneratia ovata* (Salmo et al., 2010) et *Rhizophora samoensis* (Ellison et al., 2010)], cinq comme « Vulnérables » [*Avicennia lanata* (Chua, 1998), *A. integra* (Duke, 2010a), *A. rumphiana* (Duke et al., 2010e), *A. bicolor* (Duke, 2010b) et *Pelliciera rhizophorae* (Ellison et al., 2010c)], 47 dans la catégorie « Préoccupation mineure », et seulement une [*Excoecaria indica* (Ellison et al., 2010d)] dans la catégorie « Données insuffisantes ».

La figure I indique la répartition de ces espèces par région marine comme défini par l'UICN. Aucune mangrove ne se trouve dans l'océan Atlantique Nord. Toutes les espèces classées « En danger critique » au niveau mondial se trouvent dans l'est de l'océan Indien et dans le nord-est et le centre-est de l'océan Pacifique, tandis que toutes les espèces considérées en danger au niveau mondial se trouvent dans l'est de l'océan Indien et dans l'ouest de l'océan Pacifique central. Celles qui sont dans la catégorie « Quasi menacée » se rencontrent dans l'est de l'océan Indien et dans l'ouest de l'océan Pacifique central. Les principales menaces proviennent du développement

¹ En 2016, à l'aide de marqueurs moléculaires, Ono et al. ont identifié cette espèce comme un hybride de *Bruguiera cylindrica* et de *B. gymnorhiza*.

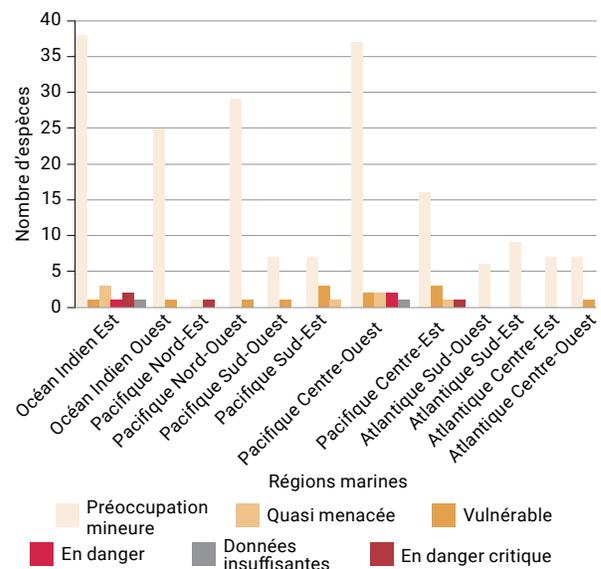
résidentiel et commercial, de l'aquaculture et de l'agriculture, de l'exploitation des ressources biologiques, comme l'exploitation des forêts pour des matériaux de construction et du carburant, des changements climatiques, qui entraînent le déplacement et l'altération des habitats, de la pollution, de l'extraction de sable, et du remplacement par des espèces envahissantes.

Au niveau régional, cependant, certaines espèces de la catégorie « Préoccupation mineure » peuvent être menacées par plusieurs facteurs. Ainsi, *Avicennia marina* est, dans le grand écosystème marin de la mer Rouge (Sherman et Hempel, 2008), particulièrement menacée, car elle est très utilisée pour la nourriture du bétail – chameaux, chèvres et bovins (Nawata, 2013) apprécie sa faible teneur en tanins solubles. Les changements que connaissent les écosystèmes de mangrove et les biens et services qu'ils fournissent ont été traités en détail dans le chapitre 48 de la première Évaluation.

La répartition, la diversité et l'abondance des mangroves à l'échelle mondiale sont affectées par les changements climatiques, notamment par la modification des températures et des régimes de précipitations (Donato et al., 2011; Ward et al., 2016; Friess et Webb, 2013). Des hivers plus chauds et une élévation du niveau des mers devraient permettre une expansion vers les pôles, au détriment des marais

salants. Cependant, des contraintes entravant leur dispersion ou liées au manque d'habitats disponibles pourraient limiter cette expansion en certains points des aires de répartition. Le long des côtes arides et semi-arides, l'augmentation ou la diminution des précipitations devrait entraîner respectivement une expansion et une contraction des mangroves.

Figure 1 Répartition des espèces de palétuviers par catégories de l'UICN et par régions marines



3. Plantes des marais salants

Les plantes des marais salants constituent la principale végétation des estrans et des zones salines à l'intérieur des terres sous les climats tempérés. Ce sont elles qui constituent les luxuriantes « prairies intertidales » ou marais salants, très productifs, qui présentent une zonation spécifique correspondant aux forts gradients physiques, comme des concentrations de sel pouvant dépasser 500 millimoles par litre (Yuan et al., 2019). Ces plantes ont une grande capacité de stockage du carbone et de filtrage des nutriments, ce qui améliore la qualité de l'eau dans les systèmes côtiers voisins affectés par la pollution d'origine urbaine,

aquacole et agricole. Elles protègent les populations côtières des tempêtes et de l'érosion et contribuent à leur bien-être en servant d'habitats d'alevinage et de nourricerie essentiels pour les poissons et autres organismes marins récoltés à des fins alimentaires. Des millions de personnes bénéficient des biens et services écosystémiques essentiels fournis par les marais salants, évalués à 10 000 dollars par hectare et par an (Barbier et al., 2011; Hopkinson et al., 2012; Möller et al., 2014).

Contrairement aux mangroves, dominées par les arbres, les plantes des marais salants sont généralement des herbacées ou des arbustes.

Tout comme les espèces des mangroves, elles se sont développées et adaptées aux environnements très salins, à l'immersion et à la dessiccation, ainsi qu'à des conditions anoxiques.

3.1. Traitement taxonomique

Globalement, la richesse en espèces végétales des marais est étonnamment élevée, avec plus de 500 espèces connues. Cependant, la majorité d'entre elles se trouvent dans des lacs et rivières d'eau douce, avec une présence dans les environnements aquatiques saumâtres, pour une superficie estimée à 45 000 km² dans le monde (Greenberg et al., 2006). Les espèces halophiles vivant dans les marais salants appartiennent à trois grandes familles : les Chenopodiaceae, avec deux espèces de chénopodes (*Salicornia veneta* et *S. rubra*), les Poaceae, avec trois espèces de plantes herbacées *Spartina* (*S. alterniflora*, *S. gracilis* et *S. maritima*) et de nombreuses espèces de Phragmites, et les Juncaceae, avec de nombreuses espèces. Toutefois, seules deux d'entre elles sont connues pour ne vivre que dans les zones côtières : le chénopode *Salicornia veneta* et la plante herbacée *Spartina alterniflora*. Les autres espèces occupent des lacs, rivières et marécages d'eau douce et s'étendent dans des habitats marins et saumâtres « artificiels », tels que les étangs et canaux d'aquaculture. *Salicornia* et *Spartina*

sont présentes dans toute l'Amérique du Nord tempérée, la première s'étendant jusqu'au Mexique. *Salicornia* se rencontre également dans certaines régions d'Europe et d'Asie du nord.

3.2. Situation actuelle et évolutions

Au niveau mondial, c'est peut-être la moitié des zones humides côtières qui a été perdue à cause de l'agriculture, de l'aquaculture et d'autres changements anthropiques dans l'utilisation des terres (Pendleton et al., 2012). Les changements climatiques, la baisse de la qualité de l'eau et les changements dans l'apport de sédiments associés à l'activité humaine continuent d'affecter les dernières zones humides dans le monde, comme les marais salants (Kirwan et Megonigal, 2013).

Salicornia veneta est la seule espèce menacée inscrite sur la Liste rouge de l'UICN (Foggi et al., 2011), où elle est considérée comme vulnérable. On la trouve le long de la côte adriatique italienne, où elle occupe moins de 500 km². Bien que fréquente dans sa zone de répartition, elle semble voir sa population diminuer en raison du développement du littoral, de l'urbanisation et du tourisme. Elle est protégée par la législation du pays, et un de ses sites est une zone protégée. *Spartina alterniflora* est classée dans la catégorie « Préoccupation mineure » (Maiz-Tome, 2016).

4. Herbiers marins

Les herbiers marins sont des plantes sous-marines à fleurs qui vivent dans les zones de balancement des marées et les zones sub-tidales. Ils ont besoin de beaucoup de lumière et sont normalement abondants dans les eaux peu profondes, où ils constituent des éléments productifs des environnements littoraux, fournissant nourriture et abri à de nombreuses espèces importantes sur le plan économique (Heck et Orth, 1980).

Les herbiers marins font partie des plantes les plus anciennes sur la Terre, les dépôts fossiles semblant remonter au Pliocène (Tuya et al., 2017). Ils ont développé des adaptations

spécifiques pour survivre dans leur niche particulière (Papenbrock, 2012), telles que : des feuilles généralement minces, aplaties, allongées ou linguiformes qui permettent la diffusion des gaz (puisque ces plantes n'ont pas de stomates) et la flexibilité nécessaire dans les eaux où vagues et courants sont forts, un large système de racines et de rhizomes qui leur permet de s'ancrer dans des substrats boueux et sableux (les espèces des zones tempérées du genre *Phyllospadix* ont ainsi des crochets qui leur permettent de s'attacher aux rochers), une adaptabilité leur permettant de survivre dans des salinités élevées et souvent

variables, du pollen dans des tubes gélatineux ou des paquets flottants pour une pollinisation sous-marine ou à la surface de l'eau et, chez certaines espèces, une reproduction vivipare ou cryptovivipare qui leur permet de concurrencer d'autres espèces (Green et Short, 2003).

La répartition des herbiers marins dépend en partie de la dispersion par les courants océaniques des fruits, graines, plantules et propagules végétatives. En associant des méthodes d'affectation génétique des populations et de prévisions de dispersion à partir d'un modèle hydrodynamique, une étude a estimé que 60 % des fruits de *Posidonia australis* se dispersent dans un rayon de 20 km (Sinclair et al., 2018). Cette étude a mis en lumière le rôle des déplacements physiques dans la dispersion des fruits sur de longues distances et leurs conséquences sur la structuration génétique des herbiers marins dans l'espace.

4.1. Traitement taxonomique

Les herbiers marins sont des plantes à fleurs appartenant à la classe des Liliopsida. En 2011, 72 espèces de 6 familles et 15 genres avaient été reconnues (Short et al., 2011). Ils sont présents dans le monde entier, sauf en Antarctique. Jusqu'à présent, au moins deux espèces ont été décrites à l'aide de caractéristiques moléculaires : la nouvelle espèce *Thalassodendron johnsonii* (Duarte et al., 2012), et une espèce (*Halophila major*) séparée du complexe *Halophila ovalis* (Nguyen et al., 2014). Des sous-populations ont également été identifiées par des techniques de codage à barres (Nguyen et al., 2015).

4.2. Situation actuelle et évolutions

Comme indiqué au chapitre 47 de la première Évaluation, en 2011, 31 % du nombre total d'espèces dans le monde (22 espèces sur 72) connaissent un déclin de leur population, et 5 % une croissance; l'évolution des populations de 22 % des espèces n'était pas connue. Le même rapport indiquait que les herbiers marins reculaient à un rythme de 110 km² par an depuis 1980 et que, depuis le début des mesures de la surface des herbiers marins en 1879, 29 % de la superficie connue

avait disparu, les taux de déclin indiquant une accélération, passant d'une médiane de 0,9 % par an avant 1940 à 7 % par an depuis 1990.

À l'échelle mondiale, aucune autre évaluation du risque d'extinction des espèces n'a été réalisée depuis 2011. Sur les 72 espèces, trois, toutes de la famille des Zosteraceae, restent dans la catégorie « En danger » de l'UICN, toutes avec des populations en diminution (Short et Waycott, 2010a, b, c), à savoir : *Phyllospadix japonicus*, *Zostera chilensis* et *Z. geojeensis*. *P. japonicus* et *Z. geojeensis* se trouvent toutes deux dans le Pacifique Nord-Ouest, tandis que *Z. chilensis* est présente dans le Pacifique Sud-Est (voir figure II).

Cinq espèces sont classées comme quasi menacées, toutes avec des populations en déclin (Short et Waycott, 2010d, e, f). On trouve *Posidonia australis* dans l'est de l'océan Indien et le sud-ouest de l'océan Pacifique (Short et al., 2010a), tandis que *Zostera asiatica* (Short et Waycott, 2010d) est présente dans le nord-ouest et le centre-est de l'océan Pacifique. Toutes les autres espèces ne sont présentes que dans une seule région marine : *Halophila engelmannii* (Short et al., 2010b) dans l'ouest de l'océan Atlantique central, et *H. nipponica* (Short et al., 2010c) et *Zostera caulescens* (Short et Waycott, 2010e) dans le nord-ouest de l'océan Pacifique (voir figure II).

Sept espèces, dont les populations sont en diminution, sont classées comme vulnérables. Elles appartiennent à trois familles : les Posidoniaceae [*Posidonia sinuosa* (Short et al., 2010d)], les Hydrocharitaceae [*Halophila bailonii* (Short et al., 2010e), *H. beccarii* (Short et al., 2010f) et *H. hawaiiiana* (Short et al., 2010g)] et les Zosteraceae [*Phyllospadix iwatensis*, *Zostera caespitosa* (Short et Waycott, 2010f, g) et *Z. capensis* (Short et al., 2010h)]. Hormis *H. beccarii* et *Z. capensis*, qui se trouvent dans deux régions marines différentes (les océans Indien et Pacifique pour la première, et les océans Indien et Atlantique pour la seconde), toutes sont limitées dans leur répartition : *Posidonia sinuosa* dans l'est de l'océan Indien, *Zostera caespitosa* dans le nord-est de l'océan Pacifique, *Halophila hawaiiiana* dans l'océan Pacifique central, *Phyllospadix iwatensis* dans le nord-est de l'océan Pacifique, et *Halophila*

baillonii dans le sud-ouest et le centre-ouest de l'océan Atlantique.

Comme l'indique la Liste rouge, les principales menaces qui pèsent sur les herbiers marins sont le développement résidentiel et commercial, les modifications du système naturel entraînant une disparition des habitats, l'agriculture et l'aquaculture, la pollution, la production d'énergie, les couloirs de transport et de services, les maladies et les espèces envahissantes, ainsi que les changements climatiques et les phénomènes météorologiques violents qui altèrent et déplacent les habitats. *Posidonia oceanica*, endémique à la Méditerranée, est un exemple d'espèce qui a souffert de ces menaces. L'expansion des espèces tropicales vers le pôle a été observée dans l'Atlantique Sud, avec *Halophila decipiens* (Gorman et al., 2016) et *Halodule wrightii* (Ferreira et al., 2015).

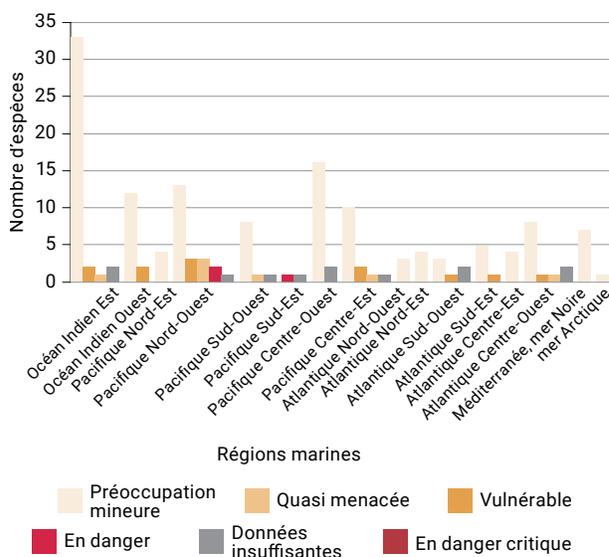
Neuf espèces figurant sur la Liste rouge de l'UICN comme étant insuffisamment documentées (Short et Waycott, 2010n, o, p, q, r, s, t, u, v) n'ont toujours pas été étudiées à ce jour. Deux sont des Zannichelliaceae (*Lepilaena australis* et *L. marina* (Short, 2010a, b), la première se trouvant dans l'est de l'océan Indien et dans le sud-ouest et le centre ouest de l'océan Pacifique, la seconde uniquement dans l'est de l'océan Indien. Quatre sont de la famille des Cymodoceaceae : *Halodule beaudettei* (Short et al., 2010i) et *H. emarginata* (Short et al., 2010j) dans l'est de l'océan Indien, *H. bermudensis* (Coates et al., 2010) dans le sud-ouest et le centre-ouest de l'océan Atlantique et dans l'est de l'océan Indien, et *H. ciliata* (Short, 2010c) dans l'océan Pacifique centre-est. Deux font partie des Hydrocharitaceae [*Halophila euphlebia* (Short et al., 2010k) et *H. sulawesii* (Short, 2010d)], dans le nord-ouest et le centre-ouest de l'océan Pacifique, respectivement. Enfin, une appartient à la famille des Ruppiaceae (*Ruppia filifolia*), et peuple le sud-est de l'océan Pacifique et le sud-ouest de l'océan Atlantique (voir figure II).

Au niveau régional, certaines espèces peuvent être menacées par plusieurs facteurs. Ainsi, *Enhalus acoroides* a une répartition très limitée dans le grand écosystème marin de la

mer Rouge (El Shaffai, 2016) et peut pâtir de sa consommation par des herbivores, d'autant plus que la zone abrite une importante population de dugongs (Shawky, 2019; Nasr et al., 2019). Les dugongs broutent de manière sélective, ce qui modifie non seulement la structure des communautés et des populations, mais aussi la composition des espèces des herbiers marins. Sur la côte atlantique du Canada, le crabe vert européen (*Carcinus maenas*), espèce envahissante et non autochtone, a un impact négatif sur les zostères (Matheson et al., 2016).

Il a été constaté que certaines espèces voient leur population croître dans certaines zones de répartition et diminuer dans d'autres. Ainsi, au Canada, *Zostera marina* serait en diminution en Nouvelle-Écosse et dans le golfe du Saint-Laurent, et en augmentation à Terre-Neuve (Bernier et al., 2018). L'espèce allogène *Halophila stipulacea* s'étendrait vers l'ouest depuis la Méditerranée orientale (Sghaier et al., 2011), tandis que *H. decipiens* a été récemment signalée dans une localité de la mer Égée (Gerakaris et al., 2020).

Figure II
Répartition des espèces d'herbiers marins par catégories de l'UICN et régions marines



5. Macroalgues

Le terme « macroalgues » désigne des organismes végétaux sans fleur qui poussent dans les zones littorales en se fixant à un substrat rocheux – à l'exception de certaines espèces de sargasses qui flottent sans être accrochées, principalement dans la mer du même nom (voir chap. 7Q). Elles ont développé de nombreuses adaptations leur permettant de coloniser différents habitats, allant des régions polaires aux régions équatoriales et des zones peu profondes aux zones très profondes, jusqu'à la limite de la zone photique. Ces adaptations comprennent notamment des pigments pour piéger la lumière, des morphologies et cycles de vie variés pour augmenter leur survie, et la production de composés anti-herbivores pour éviter d'être consommées. Ces adaptations sont utilisées pour caractériser et identifier les groupes et les espèces.

Les algues marines forment les habitats côtiers végétalisés les plus étendus et les plus productifs. On estime que le varech et les autres lits algaux, présents dans des environnements côtiers tels que rivages rocheux et récifs biogènes, couvrent environ 3,4 millions de km² et permettent une production primaire nette mondiale d'environ 173 téragrammes de carbone par an (Krause-Jensen et Duarte, 2016). Ces espèces sont récoltées et cultivées pour l'alimentation et d'autres usages (voir chap. 17 pour plus de détails). Elles servent souvent d'indicateurs de la qualité de l'eau et de la santé des récifs. Par exemple, des algues vertes de l'espèce *Ulva* sont utilisées comme indicateurs d'eutrophisation et de pollution par les métaux lourds (Alp et al., 2012).

Un groupe d'algues rouges dont les parois cellulaires contiennent du carbonate de calcium (appelées algues coralligènes, en raison de leur ressemblance avec les coraux durs) peut couvrir plus de substrats rocheux sublittoraux que tout autre groupe de macroorganismes dans la zone photique, de la zone intertidale jusqu'à 270 m de profondeur. Il s'agit des macroalgues les plus profondes observées. La plupart de ces algues rouges fortement calcifiées incrustent la roche ou d'autres substrats, mais certaines espèces poussent sans être

fixées et forment des habitats complexes et importants qui s'accumulent sur des milliers d'années et sont connus sous le nom de maërl ou rhodolithes (Riosmena-Rodríguez, 2017). Ces algues coralligènes non fixées couvrent de vastes zones des fonds marins côtiers et sont communes dans les dépôts de carbonate marin fossile. La plus grande distribution latitudinale continue de rhodolithes se trouve au large du Brésil, où elle contribue à la formation de récifs mésophotiques sur de vastes zones du plateau continental, au sommet des monts sous-marins, et autour d'îles et d'atolls océaniques (Amado-Filho et al., 2017). Les thalles d'algues coralligènes non fixées croissent lentement (quelques millimètres par an) et peuvent avoir une grande longévité (supérieure à un siècle). Ils constituent un habitat calcaire tridimensionnel qui attire le benthos et sert de refuge aux juvéniles d'espèces de mollusques et de crustacés importants du point de vue commercial.

5.1. Traitement taxonomique

Les macroalgues sont actuellement classées dans les protistes (règne Protista). Cependant, de récentes études phylogénétiques se concentrant sur les plastes suggèrent que les algues rouges et vertes partageraient un ancêtre commun dans le règne Plantae, tandis que les algues brunes auraient un ancêtre commun dans le règne Chromista (Delwiche, 2007). Il s'agit d'un groupe hétérogène, composé de trois grands ensembles basés sur leur pigmentation principale : les algues rouges (Rhodophyta), les algues brunes (autrefois classées dans le phylum Phaeophyta, mais récemment placées dans leur propre classe dans le phylum Ochrophyta), et enfin les algues vertes (Chlorophyta). Ces espèces contiennent de la chlorophylle et ont un mécanisme de photosynthèse. Beaucoup d'entre elles « ressemblent » en apparence à des végétaux, alors qu'elles ont un corps simple appelé thalle et sont dépourvues de système vasculaire transportant l'eau que l'on retrouve chez les plantes terrestres. Contrairement aux herbiers marins, elles ne fleurissent pas.

En 2012, Guiry (2012) répertoriait 12 471 espèces d'algues dans ces trois phyla, dont 6 131 algues rouges, 1 792 brunes, et 4 548 vertes, mais estimait à 27 000 le nombre d'espèces encore non décrites, dont des macroalgues et microalgues vivant dans des habitats non marins. Le système d'information sur la biodiversité des océans (OBIS, 2020 – voir aussi le tableau ci-après), qui ne répertorie que les espèces marines, compte 3 065 espèces d'algues rouges (Rhodophyta),

879 d'algues brunes (Phaeophyceae), et 844 d'algues vertes (Chlorophyta). Pour les taxons inférieurs (c'est-à-dire les sous-espèces et les taxons de rang inconnu), les chiffres sont plus élevés, soit respectivement 3 406, 1 070 et 1 164 (voir tableau ci-après). Le nombre et les observations d'espèces d'algues vertes sont inférieurs à ceux des algues rouges et brunes car la majorité d'entre elles se trouvent dans des environnements d'eau douce.

Enregistrements d'algues rouges (Rhodophyta), brunes (Phaeophyceae) et vertes (Chlorophyta) dans le système d'information sur la biodiversité des océans

Données	Rhodophyta	Phaeophyceae	Chlorophyta
Observations d'occurrence	614 096	568 806	392 594
Observations au niveau de l'espèce	449 392	477 331	209 396
Espèces	3 065	879	844
Taxons inférieurs	3 406	1 070	1 164
Ensembles de données	266	234	371
Période de référence	1865–2019	1869–2019	1778–2019

Source : OBIS, 2020.

5.2. Situation actuelle et évolutions

5.2.1. Algues rouges (Rhodophyta)

Les algues rouges regroupent un plus grand nombre d'espèces que les algues brunes et vertes (voir tableau). Elles se rencontrent principalement dans des eaux marines tropicales à tempérées (figure III.A), très peu d'espèces vivant dans des écosystèmes d'eau douce. On les trouve dans des zones où la température de surface de la mer varie entre 5 et 30 °C, et où la salinité est comprise entre 5 et 35 unités de salinité pratique (PSU). Elles se situent le plus souvent à une profondeur comprise entre 0 à 20 m (figure III.B), bien que certains rhodolithes aient été découverts à des profondeurs beaucoup plus importantes.

5.2.2. Algues brunes (Phaeophyceae)

Les algues brunes, qui comportent le moins d'espèces (voir tableau), sont exclusivement marines. Elles ont une large aire de répartition, principalement dans les eaux froides et

tempérées de l'océan Pacifique, de l'océan Atlantique, de l'océan Indien et de l'océan Austral (figure IV.A). Elles poussent généralement dans des zones où la température de surface est comprise entre 5 et 30 °C, bien qu'elles puissent tolérer des températures plus basses (de - 5 à 5 °C), et une salinité de 5 à 35 PSU, et se trouvent principalement à des profondeurs de 0 à 20 m (figure IV.B).

5.2.3. Algues vertes (Chlorophyta)

Le nombre d'espèces d'algues vertes se situe entre celui des algues rouges et celui des algues brunes (voir tableau). Elles sont largement répandues, mais principalement dans l'hémisphère Nord (figure V.A). Elles poussent dans des environnements variés, sur terre comme dans les océans, et dans des mers dont la température de surface varie entre 5 à 30 °C, bien qu'elles puissent tolérer des températures plus basses (de - 5 à 5 °C), la salinité entre 0 et 35 PSU, et la profondeur généralement entre 0 à 20 m (figure V.B).

Figure III.A
Répartition mondiale des algues rouges (Rhodophyta)

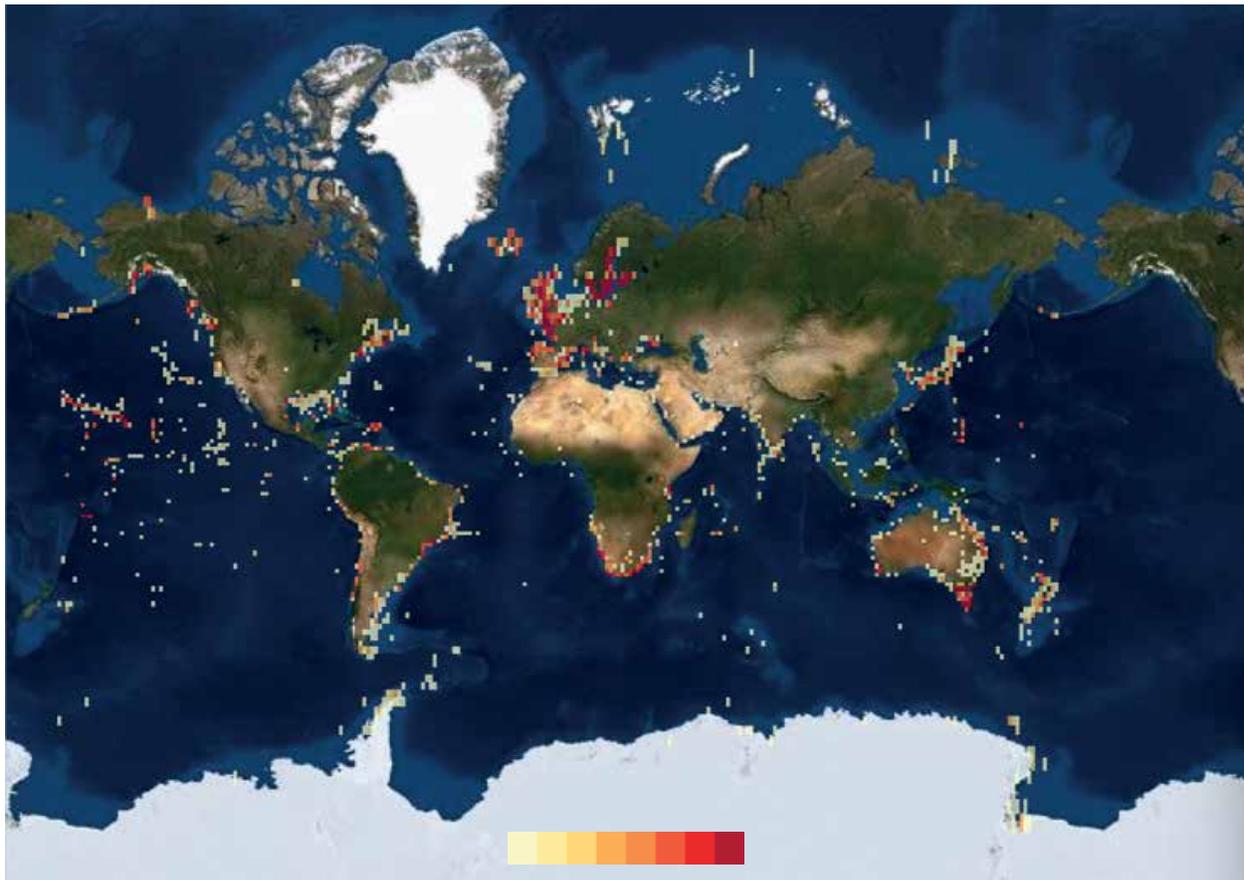
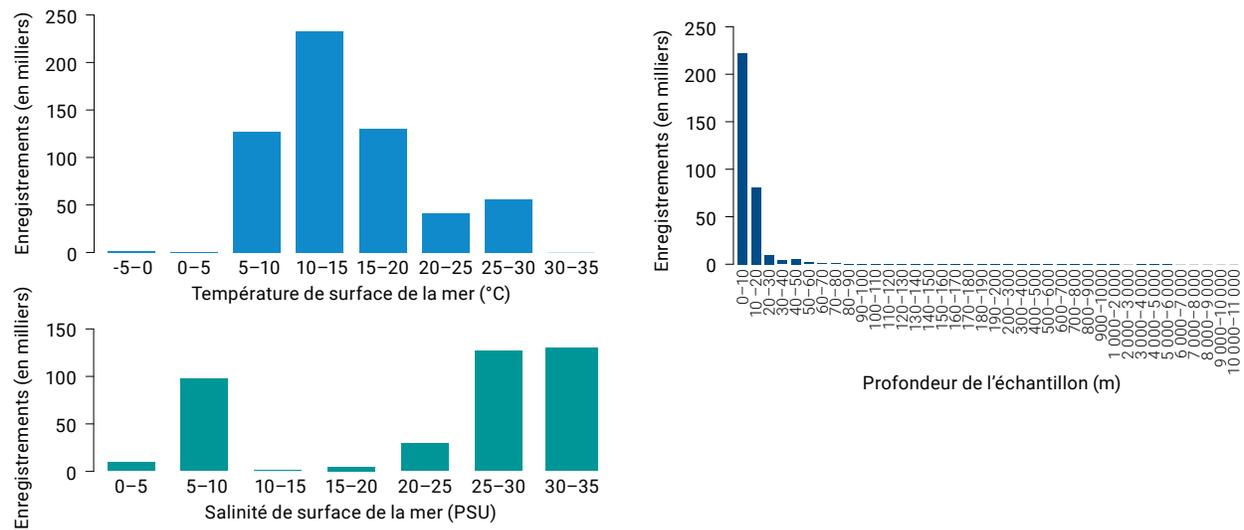


Figure III.B
Conditions environnementales d'occurrence des algues rouges (Rhodophyta) dans le monde (température, salinité de surface et profondeur de la mer)



Source : OBIS (2020), <https://mapper.obis.org/?taxonid=852>.

Figure IV.A
Répartition mondiale des algues brunes (Phaeophyceae)

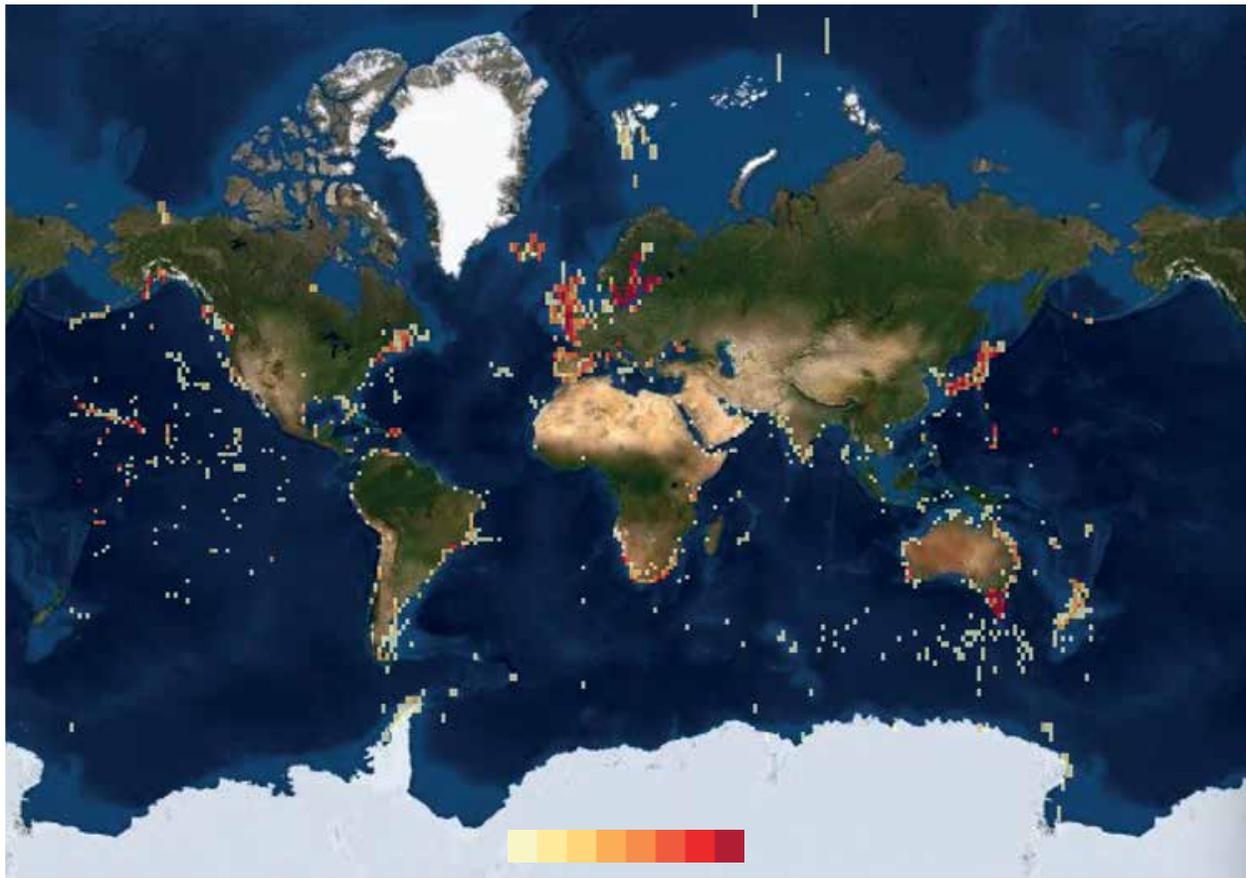
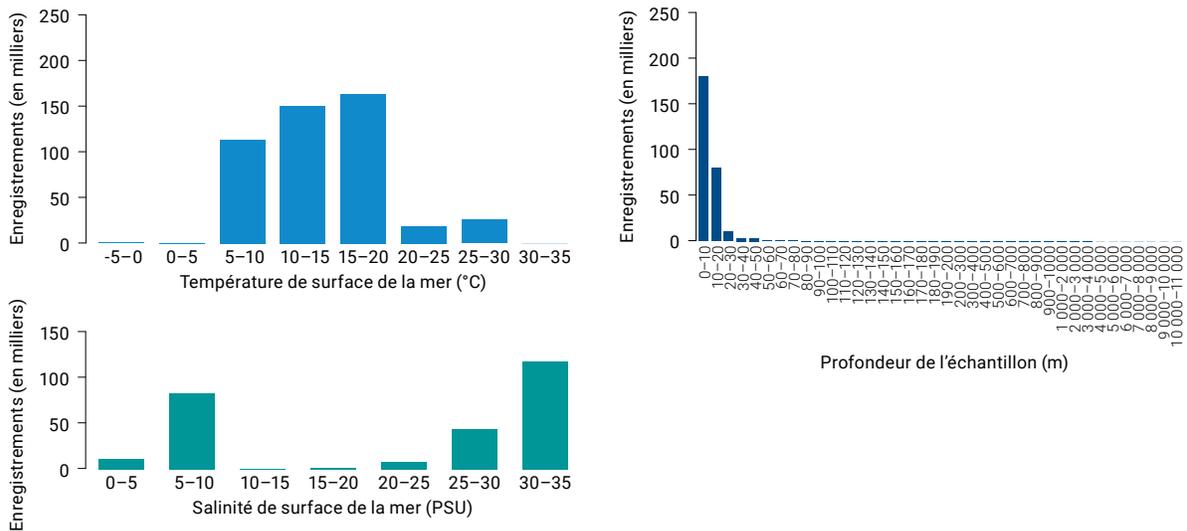


Figure IV.B
Conditions environnementales d'occurrence des algues brunes (Phaeophyceae) dans le monde (température, salinité de surface et profondeur de la mer)



Source : OBIS (2020), <https://mapper.obis.org/?taxonid=830>.

Figure V.A
Répartition mondiale des algues vertes (Chlorophyta)

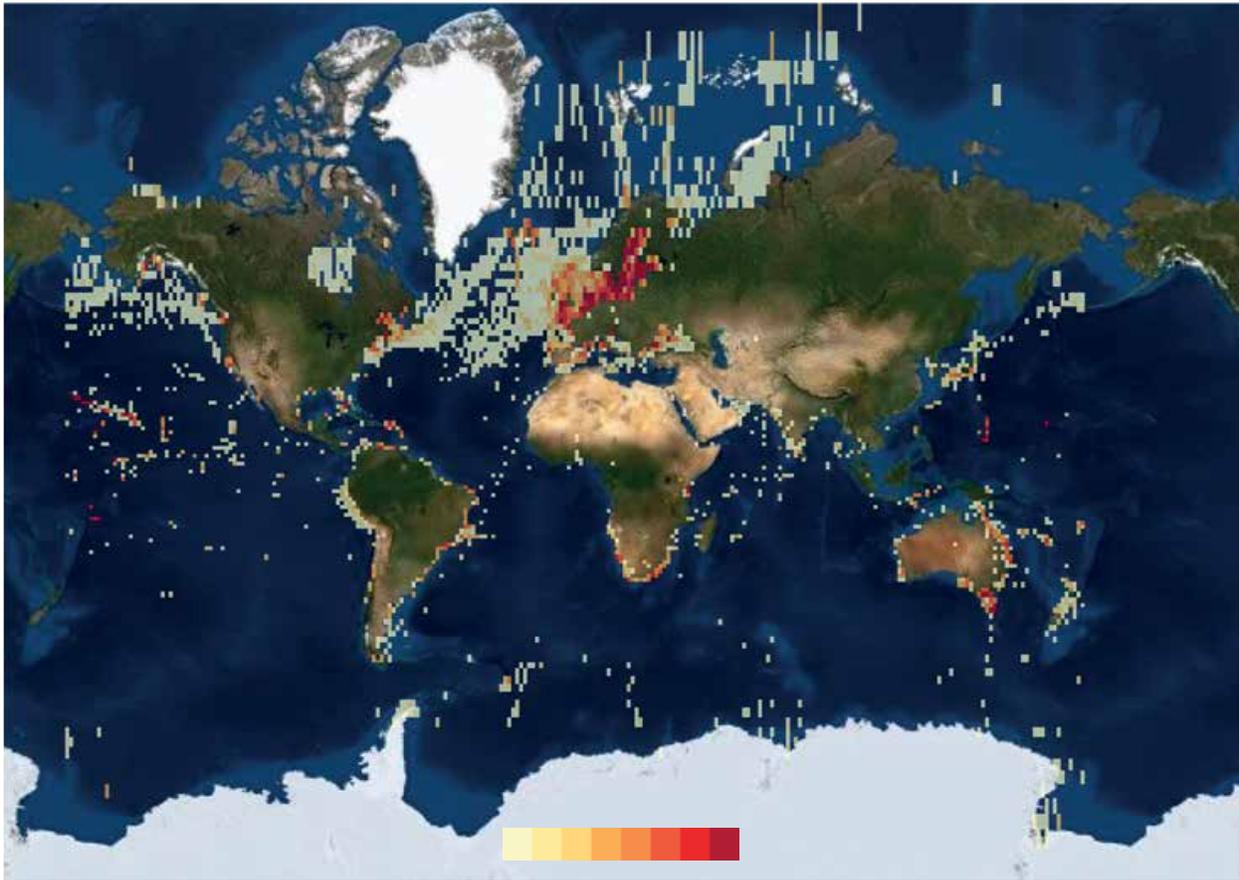
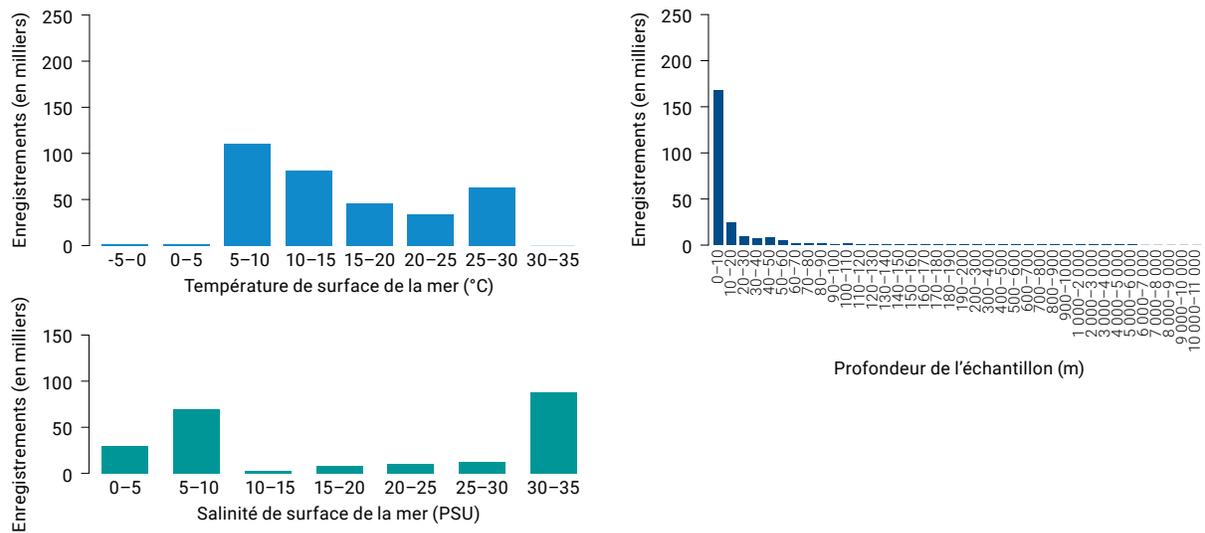


Figure V.B
Conditions environnementales d'occurrence des algues vertes (Chlorophyta) dans le monde (température, salinité de surface et profondeur de la mer)



Source : OBIS (2020), <https://mapper.obis.org/?taxonid=801>.

Une évaluation du risque d'extinction des algues a été réalisée en 2007 (Guiry et Guiry, 2020) sur un petit nombre d'espèces seulement (125), ce qui correspond à moins de 1 % de l'ensemble des espèces répertoriées à ce jour.

Une espèce d'algue rouge est classée comme éteinte, et 15 algues rouges et brunes figurent sur la liste des espèces menacées, toutes présentes dans le sud-est de l'océan Pacifique et endémiques aux îles Galapagos (UICN, 2019).

*Vanvoorstia bennettiana*², de la famille des Delesseriaceae (Rhodophyta), est classée comme éteinte (Millar, 2003). Elle a été découverte par William Harvey en 1855, à Port Jackson (baie de Sydney), en Australie, puis observée de nouveau en 1886 à environ huit kilomètres à l'est de la localité type (Millar, 2001). Malgré d'intensives recherches, aucun spécimen n'a été vu ou collecté depuis plus d'un siècle, et on pense que le recul de son habitat dû aux activités humaines a entraîné l'extinction de cette espèce (Guiry et Guiry, 2020).

Dix espèces sont répertoriées comme étant en danger critique d'extinction (Miller et al., 2007a-o) : six espèces du phylum Rhodophyta (*Galaxaura barbata*, *Gracilaria skottsbergii*, *Laurencia oppositoclada*, *Myriogramme kylinii*, *Phycodrina elegans* et *Schizymenia ecuadoreana*), et quatre espèces de la classe Phaeophyceae (*Bifurcaria galapagensis*, *Desmarestia tropica*, *Dictyota galapagensis* et *Spatoglossum schmittii*). Les espèces d'algues rouges en danger critique d'extinction appartiennent aux familles des Galaxauraceae, Gracilariaceae, Delesseriaceae et Schizymeniaceae, tandis que celles des algues brunes appartiennent aux familles des Sargassaceae, Desmarestiaceae et Dictyotaceae. Depuis 1970, les populations de macroalgues des Galapagos ont connu d'importants changements lors des événements El Niño de 1982-1983 et 1997-1998, affectant *Bifurcaria galapagensis*, une macroalgue brune endémique des Galapagos, qui vit dans les

habitats intertidaux et subtidaux peu profonds (Garske 2002).

Une espèce d'algue brune, *Sargassum setifolium*, de la famille des Sargassaceae, est classée comme étant en danger (UICN, 2019).

Quatre espèces sont répertoriées comme vulnérables (UICN, 2019) : trois espèces d'algues rouges (*Austrofolium equatorianum*, *Acrosorium papenfussii* et *Pseudolaingia hancockii*), et une espèce d'algue brune (*Eisenia galapagensis*).

Quatre espèces, toutes des algues rouges, sont classées dans la catégorie « préoccupation mineure », et 54 espèces dans la catégorie « données insuffisantes » (UICN, 2019). Aucune des algues vertes évaluées n'est répertoriée comme menacée, et seule *Rhizoclonium robustum* est répertoriée dans la catégorie « données insuffisantes ».

Les principales menaces mentionnées dans les rapports de l'UICN sont « les changements climatiques et les phénomènes météorologiques violents », suivis par « les espèces envahissantes et autres espèces problématiques ». « Le développement résidentiel et commercial », « les couloirs de transport et de services », « l'exploitation des ressources biologiques » et « la pollution » sont les moins mentionnés.

À l'échelle régionale, différents types et niveaux d'évaluation de la biodiversité des algues marines ont été réalisés.

En Méditerranée, une évaluation du risque d'extinction a été réalisée dans le cadre du Plan d'action pour la Méditerranée de la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée³. Celle-ci a classé 47 espèces comme menacées. Parmi elles, les espèces de *Cystoseira*, servant d'habitat à d'autres espèces, sont des exemples typiques. À l'exception de *C. compressa*, ces espèces sont en déclin, et peut-être même localement éteintes (Mancuso et al., 2018; Thibaut et al., 2015). Cependant, Verlaque et al. (2019) recommandent que cette liste soit réévaluée au cas par cas, car elle inclut des espèces

² Des images et informations taxonomiques sur *Vanvoorstia bennettiana* sont disponibles à l'adresse www.algae-base.org/search/species/detail/?species_id=23738.

³ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1102, n° 16908.

qui sont loin d'être menacées et même considérées comme envahissantes (par exemple *Caulerpa prolifera*). Les algues marines de la Méditerranée, en particulier les algues vivaces à croissance lente, sont principalement menacées par le développement commercial et industriel (Programme des Nations Unies pour l'environnement, 2015; Mansour et al., 2007; Husain et Khalil, 2013), les rejets côtiers (Mojorjy et Khan, 2006; Peña-García et al., 2014; Fabbrizzi et al., 2020), les changements climatiques (Piñeiro-Corbeira et al., 2018) et l'introduction d'espèces exotiques et envahissantes par le biais du canal de Suez (Galil et al., 2019). Israel et al. (2020) ont rapporté que 16 % de la flore marine d'Israël est considérée comme envahissante ou exotique.

Miloslavich et al. (2011) ont analysé la biodiversité marine de l'Amérique du Sud et ont constaté que la richesse des espèces était plus élevée dans l'est du Pacifique tropical que dans l'ouest de l'Atlantique tropical, et que le système du courant de Humboldt était plus riche que le plateau patagonien. Les analyses d'endémisme ont montré que 22 % des espèces sud-américaines sont endémiques et que 75 % des espèces sont signalées dans une seule des sous-régions sud-américaines. Dans l'Atlantique Sud, les facteurs de stress locaux et l'urbanisation côtière entraînent une perte substantielle de la biodiversité des algues. La richesse en algues est 26 % plus faible dans les zones urbaines que dans les zones où la couverture végétale est plus élevée (Schermer et al., 2013). Parmi les facteurs de stress mondiaux, les vagues de chaleur méritent une attention particulière, car elles constituent une menace importante pour les espèces sensibles à la température, comme l'algue rouge *Laurencia catarinensis*, importante sur le plan écologique et biotechnologique. Cette espèce a perdu environ 50 % de sa biomasse totale lors d'une vague de chaleur qui a duré du 8 octobre au 13 novembre 2014 et durant laquelle les températures ont dépassé de 2,66 degrés le seuil calculé pour ces dates (Gouvêa et al., 2017).

Dans la mer Rouge, le niveau d'endémisme des macroalgues est d'environ 9 % (Persga, 2003), et ce chiffre devrait augmenter au rythme des

nouvelles recherches, car les macroalgues de la mer Rouge sont actuellement parmi les moins étudiées, malgré une longue tradition d'exploration scientifique remontant au XVII^e siècle (Sheppard et al., 1992). D'après des données antérieures (Walker, 1987), la mer Rouge contenait environ 485 espèces de macroalgues à la répartition circumtropicale et subtropicale, présentes dans de vastes parties des régions indo-pacifique, méditerranéenne et caraïbe. La composition, la répartition et la diversité des macroalgues de la mer Rouge semblent suivre le gradient latitudinal naturel de salinité, de température et de richesse en nutriments (Kürten et al., 2014), la diversité étant plus forte dans les parties nord et sud que dans la partie centrale (Walker, 1987; Sheppard, 1992).

Les macroalgues de l'Antarctique se caractérisent par une faible richesse spécifique par rapport à d'autres régions du monde et par un fort endémisme, estimé à l'origine à environ 33 % (Wiencke et Clayton, 2002; Wiencke et al., 2014), mais revu depuis à 27 % (Oliveira et al., 2020). Ce sont les algues brunes qui présentent l'endémisme le plus élevé (35,3 %), suivies par les algues rouges (29,4 %) puis les algues vertes (12,5 %) (Oliveira et al., 2020).

La diversité des espèces de macroalgues de l'Antarctique semble se réduire à mesure que la latitude croît (Wiencke et Clayton, 2002) : 104 taxons ont été identifiés pour les îles Shetland du Sud (Pellizzari et al., 2017), bien plus que les 41 taxons de l'île d'Adélaïde (Cormaci et al., 1992) et que les 17 taxons de la baie de Terra Nova (Mystikou et al., 2014), située en mer de Ross, au-delà de 70° de latitude sud.

L'impact du réchauffement océanique sur la répartition des algues de l'Antarctique a été évalué par Müller et al. (2009), qui ont conclu que l'augmentation de la température pourrait ne pas affecter directement la distribution latitudinale de certaines algues de l'Antarctique. Cependant, Pellizzari et al. (2020) conseillent de surveiller la diversité des macroalgues en Antarctique, particulièrement autour de la péninsule Antarctique, car la zone est susceptible de voir l'apparition de nouvelles espèces et de subir des changements météorologiques et océanographiques (Hughes et Ashton, 2017).

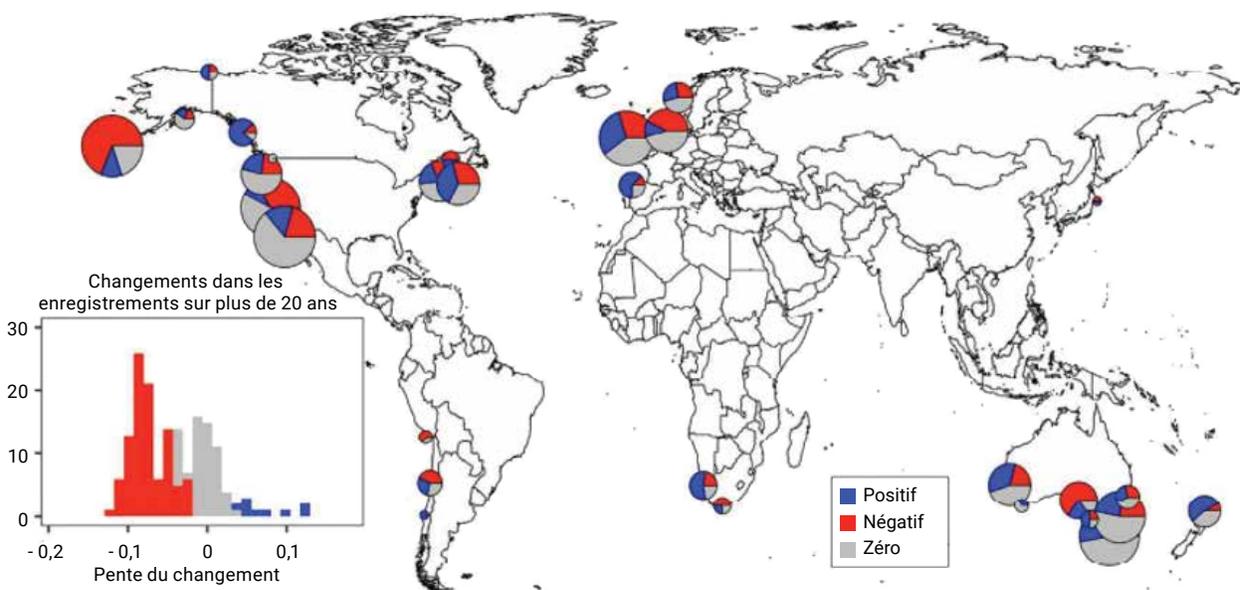
6. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

La disparition d'espèces composant les principaux écosystèmes côtiers et océaniques, comme les mangroves, les plantes des marais salants, les herbiers marins et les algues, ou de celles utilisées par les humains pour leur usage ou d'autres applications, pourrait avoir des répercussions majeures sur la santé des populations et sur les économies.

Le varech, type d'algues brunes formant d'immenses forêts dans les océans tempérés, offre un bon exemple de l'impact direct de la disparition d'espèces sur les économies et le bien-être d'une société. Les espèces de varech sont récoltées pour l'alimentation et pour leur utilisation dans l'industrie, la cosmétique, la médecine etc. Le varech est profondément affecté par la montée des températures de

l'océan, car il a besoin d'eaux froides pour se reproduire et croître. Cet effet est le plus visible aux limites nord et sud de son aire de répartition (Reed et al., 2016). Avec la hausse de la température des océans, la répartition de certaines populations s'est déplacée vers le sud dans l'hémisphère Sud, et vers le nord dans l'hémisphère Nord, et les espèces qui s'en nourrissent, comme les oursins, se sont également déplacées géographiquement au cours des dernières décennies (Wahl et al., 2015). Wernberg et al. (2019) et d'autres sources ont utilisé des séries longues d'enregistrements de biomasse pour dégager des tendances dans l'évolution de l'abondance du varech (figure VI).

Figure VI
Évolution des observations d'abondance du varech



Source : Wernberg, et al., 2019, réimprimé avec l'autorisation de l'auteur.

Les pertes subies par les activités de pêche en raison des effets des changements climatiques sur les algues coralligènes formant des récifs et les rhodolithes formant le maërl sont également importantes. Certaines

publications (Barberá et al., 2003; Riosmena-Rodríguez et al., 2010) sur l'état de conservation des habitats du maërl et des rhodolithes dans les eaux de l'Atlantique, de la Méditerranée et du golfe de Californie montrent que la santé

de ces habitats décline dans de nombreuses régions du monde. Des activités telles que le dragage (par exemple pour la bonification des sols ou pour des chenaux de navigation), la pêche destructrice (par exemple à l'aide de dragues ou de chaluts) et la pisciculture peuvent réduire la complexité et la biodiversité de ces habitats, tout comme la propagation d'espèces envahissantes, comme le gastéropode *Crepidula fornicata* (Peña et al., 2014). En plus de ces impacts directs, il a été signalé que le maërl subit des pressions dues au réchauffement et à l'acidification des océans, car les algues coralligènes à croissance lente sont très vulnérables aux émissions anthropiques de CO₂ (Martin et Hall-Spencer, 2017; Cornwall et al., 2019). Le maërl est protégé en Europe parce qu'il offre

un large éventail de niches écologiques pour la flore et la faune correspondantes.

Des espèces pionnières comme *Halophila ovalis*, *Halodule uninervis* et *Cymodocea rotundata* sont désormais utilisées dans les évaluations de vulnérabilité comme indicateurs de la résilience des prairies sous-marines. Plusieurs espèces d'herbiers marins sont utilisées comme bio-indicateurs de la pollution par les métaux lourds, par exemple *Halophila ovalis* et *H. minor* (Ahmad et al., 2015), tandis que *Thalassia hemprichii*, *Enhalus acoroides* et *Cymodocea rotundata* sont des bio-indicateurs potentiels de la teneur en cadmium des sédiments et de la teneur en zinc de l'eau de mer (Li et Xiaoping, 2012).

7. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

Bien que de nouvelles techniques, telles que la génomique, aient été développées pour l'identification des espèces et la compréhension des relations phylogénétiques, des lacunes en matière de capacités humaines et d'infrastructures subsistent encore dans de nombreuses régions. Peu de gens entreprennent des études de systématique, et encore moins des études de phycologie (taxonomie des algues). Les recherches taxonomiques et systématiques sont des outils importants pour surveiller la biodiversité marine, qui est la base du développement, en particulier dans les

petits États insulaires et les États archipels. Elles correspondent donc à l'objectif de développement durable n° 14, plus précisément à la cible 14a⁴. Avec le développement de nouvelles techniques pour identifier des espèces, leur nombre devrait augmenter, en particulier pour les macroalgues. Toutefois, certaines régions resteront moins étudiées que d'autres, en fonction des capacités disponibles. En outre, la majorité des espèces végétales, dont les macroalgues, n'ont pas vu leur vulnérabilité au changement climatique et aux conditions océaniques évaluée⁵.

8. Perspectives

Les changements climatiques sont désormais reconnus comme un facteur majeur de pression sur les populations. Ils pourraient être l'occasion pour certaines espèces d'étendre leur aire de répartition, comme dans le cas de certaines espèces de mangroves ou de plantes de marais, ou bien entraîner, pour d'autres, un déclin voire la disparition totale, comme dans

le cas de certaines espèces de varech. Par exemple, Pergent et al. (2014) prévoient que, en Méditerranée, *Posidonia oceanica*, algue marine endémique à faible tolérance aux changements de salinité et de température, devrait probablement reculer, principalement dans le bassin Levantin, où la salinité et la température de surface devraient augmenter.

⁴ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

⁵ Voir www.fisheries.noaa.gov/national/climate/climate-vulnerability-assessments.

Zostera marina, qui se développe à des températures plus froides, pourrait d'abord se retrouver plus confinée et isolée dans les parties les plus septentrionales de la Méditerranée, puis disparaître. Ces deux espèces pourraient également reculer face à des espèces telles que *Cymodocea nodosa* et *Halophila stipulacea*, qui se développent bien dans des climats plus chauds, ce qui pourrait entraîner une diminution de la complexité structurelle des habitats.

Selon certaines projections de disparition d'espèces d'algues marines d'ici 2100, réalisées à l'aide d'une modélisation des habitats à partir des profils représentatifs d'évolution de concentration (RCP) des émissions de gaz à effet de serre, la répartition actuelle de

15 importantes espèces de varech et espèces formant des forêts dans les climats tempérés d'Australie devrait, selon le scénario le plus prudent du RCP 2,6, diminuer en moyenne de 62 % (avec des diminutions d'aire de répartition allant de 27 à 100 %), tandis que huit espèces de varech de l'Atlantique Nord devraient perdre 50 % de leur aire de répartition. D'autre part, on prévoit que certaines espèces étendent leurs limites de répartition, par exemple trois des huit espèces de l'Atlantique Nord vers l'Arctique, et ainsi remplacer d'autres espèces ou former de nouvelles forêts. Les changements de populations d'herbivores résultant des changements climatiques devraient également avoir un impact sur les populations de macroalgues (voir Wernberg et al., 2019).

Références

- Ahmad F., and others (2015). Tropical seagrass as a bioindicator for metal accumulation. *Sains Malaysiana*, vol. 44, No. 2, pp. 203–210. <https://doi.org/10.17576/JSm-2015-4402-06>.
- Alp Mehmet Tahir, and others. Determination of heavy metal levels in sediment and macroalgae (*Ulva* sp. and *Enteromorpha* sp.) on the Mersin Coast (2012). *Ekoloji*, vol. 21, No. 82, pp. 47–55.
- Amado-Filho, Gilberto M., and others (2017). South Atlantic rhodolith beds: latitudinal distribution, species composition, structure and ecosystem functions, threats and conservation status. In *Rhodolith/Maërl Beds: A Global Perspective*, Rafael Riosmena-Rodríguez, Wendy Nelson, and Julio Aguirre, eds. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, pp. 299–317. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29315-8_12.
- Barberá, C., and others (2003). Conservation and management of northeast Atlantic and Mediterranean maerl beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 13, No. S1, pp. S65–S76. <https://doi.org/10.1002/aqc.569>.
- Barbier, Edward B., and others (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, vol. 81, No. 2, pp. 169–93. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>.
- Bernier, R.Y., and others, eds. (2018). *State of the Atlantic Ocean Synthesis Report*. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 3167. Ottawa: Department of Fisheries and Oceans Canada.
- Chua, L.S.L. (1998). *Avicennia lanata*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1998.RLTS.T31819A9662485.en>.
- Coates, K., and others, 2010. *Halodule bermudensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173374A7002336. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173374A7002336.en>.
- Cormaci, M., and others (1992). Observations taxonomiques et biogéographiques sur quelques espèces du genre *Cystoseira* C. Agardh. *Bulletin de l'Institut océanographique (Monaco)*, pp. 21–35.
- Cornwall, Christopher E., and others (2019). Impacts of ocean warming on coralline algal calcification: meta-analysis, knowledge gaps, and key recommendations for future research. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 186. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00186>.
- Dahdouh-Guebas, F., ed. (2020). World Mangroves database and Herbarium. Mangroves: the forgotten habitat in the middle of everywhere. Available at www.vliz.be/vmdcdata/mangroves.

- Delwiche, Charles F. (2007). Algae in the warp and weave of life: bound by plastids. In *Unravelling the Algae. The Past, Present, and Future of Algal Systematics*. Juliet Brodie and Jane Lewis, eds. The Systematics Association Special Volume Series, No. 75. Boca Raton, Florida: CRC Press, pp. 7–20.
- Donato, Daniel C., and others (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, vol. 4, No. 5, pp. 293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>.
- Duarte, M.C., and others (2012). Systematics and ecology of a new species of seagrass (*Thalassodendron*, Cymodoceaceae) from Southeast African Coasts. *Novon: A Journal for Botanical Nomenclature*, vol. 22, No. 1, pp. 16–24.
- Duke, N. (2010a). *Avicennia integra*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T178844A7624677. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178844A7624677.en>.
- (2010b). *Avicennia bicolor*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T178847A7625682. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178847A7625682.en>.
- Duke, N., and others (2010a). *Sonneratia griffithii*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T178799A7609832. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178799A7609832.en>.
- Duke, N., and others (2010b). *Bruguiera hainesii*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T178834A7621565. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178834A7621565.en>.
- Duke, N., and others (2010c). *Camptostemon philippinense*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T178808A7612909. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178808A7612909.en>.
- Duke, N., and others (2010d). *Ceriops decandra*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T178853A7627935. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178853A7627935.en>.
- Ellison, J., and others (2010a). *Aegialitis rotundifolia*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*, e.T178839A7623021. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178839A7623021.en>.
- Ellison, J., and others (2010b). *Aegiceras floridum*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*, e.T178856A7628795. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178856A7628795.en>.
- Ellison, J., and others (2010c). *Pelliciera rhizophorae*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*, e.T178833A7621318. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178833A7621318.en>.
- Ellison, J., and others (2010d). *Excoecaria indica*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*, e.T178836A7622053. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178836A7622053.en>.
- Ellison, J., and J. Duke (2010). *Rhizophora samoensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T178831A7620672. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178831A7620672.en>.
- El Shaffai, A. (2016). *Field Guide to Seagrasses of the Red Sea*. 2nd ed. Anthony Roupheal and Ameer Abdulla, eds. Gland, Switzerland: IUCN.
- Fabbrizzi, E., and others (2020). Modeling macroalgal forest distribution at Mediterranean scale: present status, drivers of changes and insights for conservation and management. *Frontiers in Marine Science*, vol. 7, art. 20. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00020>.
- Ferreira, Chirle, and others (2015). Anatomical and ultrastructural adaptations of seagrass leaves: an evaluation of the southern Atlantic groups. *Protoplasma*, vol. 252, No. 1, pp. 3–20. <https://doi.org/10.1007/s00709-014-0661-9>.
- Foggi, B., and others (2011). *Salicornia veneta*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T164320A5824288. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T164320A5824288.en>.
- Galil, B.S., and others (2019). Invasive biota in the deep-sea Mediterranean: an emerging issue in marine conservation and management. *Biological Invasions*, vol. 21, pp. 281–88.
- Garske L.E. (2002). Macroalgas marinas. In *Reserva Marina de Galápagos: Línea Base de la Biodiversidad*. Eva Danulat and Graham J. Edgar, eds. Santa Cruz, Galápagos, Ecuador: Fundación Charles Darwin/Servicio Parque Nacional Galápagos, pp. 419–439.
- Gerakaris, V., and others (2020). First record of the tropical seagrass species *Halophila decipiens* Ostensfeld in the Mediterranean Sea. *Aquatic Botany*, vol. 160, 103151. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.103151>.

- Gouvêa, L.P., and others (2017). Interactive effects of marine and eutrophication on the ecophysiology of a widespread and ecologically important macroalga. *Limnology and Oceanography*, vol. 62, No. 5, pp. 2056–2075. <https://doi.org/10.1002/lno.10551>.
- Gorman, Daniel, and others (2016). Population expansion of a tropical seagrass (*Halophila decipiens*) in the southwest Atlantic (Brazil). *Aquatic Botany*, vol. 132, pp. 30–36. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.04.002>.
- Green, E.P., and F.T. Short (2003). *World Atlas of Seagrasses*. Berkeley, California: University of California Press, p. 324.
- Greenberg, Russell, and others (2006). Tidal marshes: a global perspective on the evolution and conservation of their terrestrial vertebrates. *BioScience*, vol. 56, No. 8, pp. 675–85. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[675:TMAGPO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[675:TMAGPO]2.0.CO;2).
- Guiry, M. D. (2012). How many species of algae are there? *Journal of Phycology*, vol. 48, No. 5, pp. 1057–1063. <https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2012.01222.x>.
- Guiry, M.D., and Guiry, G.M. (2020). AlgaeBase. World-wide electronic publication. Galway: Ireland: National University of Ireland. www.algaebase.org.
- Heck, Kenneth L., and Robert J. Orth (1980). Seagrass habitats: the roles of habitat complexity, competition and predation in structuring associated fish and motile macroinvertebrate assemblages. In *Estuarine Perspectives*. V. S. Kennedy, ed. New York: Academic Press, pp. 449–464.
- Hopkinson, Charles S., and others (2012). Carbon sequestration in wetland dominated coastal systems – a global sink of rapidly diminishing magnitude. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 4, No. 2, pp. 186–194. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.03.005>.
- Hughes, Kevin A., and Gail V. Ashton (2017). Breaking the ice: the introduction of biofouling organisms to Antarctica on vessel hulls. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 27, No. 1, pp. 158–164.
- Husain, Tahir, and Ahmed Abdulwahab Khalil (2013). Environment and sustainable development in the Kingdom of Saudi Arabia: current status and future strategy. *Journal of Sustainable Development*, vol. 6, No. 12, pp. 14–30.
- International Union for Conservation of Nature (IUCN) (2019). *The IUCN Red List of Threatened Species*. www.iucnredlist.org.
- Israel, Alvaro, and others (2020). The seaweed resources of Israel in the Eastern Mediterranean Sea. *Botanica Marina*, vol. 63, No. 1, pp. 85–95. <https://doi.org/10.1515/bot-2019-0048>.
- Kathiresan, K., and others (2010). *Heritiera fomes*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T178815A7615342. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178815A7615342.en>.
- Kirwan, Matthew L., and J. Patrick Megonigal (2013). Tidal wetland stability in the face of human impacts and sea-level rise. *Nature*, vol. 504, pp. 53–60. <https://doi.org/10.1038/nature12856>.
- Krause-Jensen, Dorte, and Carlos M. Duarte (2016). Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nature Geoscience*, vol. 9, No. 10, pp. 737–42. <https://doi.org/10.1038/ngeo2790>.
- Kürten, Benjamin, and others (2014). Ecohydrographic constraints on biodiversity and distribution of phytoplankton and zooplankton in coral reefs of the Red Sea, Saudi Arabia. *Marine Ecology*, vol. 36, No. 4, pp. 1195–1214. <https://doi.org/10.1111/maec.12224>.
- Li, Lei, and Xiaoping Huang (2012). Three tropical seagrasses as potential bio-indicators to trace metals in Xincun Bay, Hainan Island, South China. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*, vol. 30, No. 2, pp. 212–224. <https://doi.org/10.1007/s00343-012-1092-0>.
- Little, Stefan A., and others (2004). Duabanga-like leaves from the Middle Eocene Princeton chert and comparative leaf histology of Lythraceae sensu lato. *American Journal of Botany*, vol. 91, No. 7, pp. 1126–1139.
- Maiz-Tome, L., ed. (2016). *Spartina alterniflora*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T13491788A13491792. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T13491788A13491792.en>.

- Mancuso, F.P., and others (2018). Status of vulnerable *Cystoseira* populations along the Italian infralittoral fringe, and relationships with environmental and anthropogenic variables. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 129, No. 2, pp. 762–771. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.068>.
- Mansour, Abbas M., and others (2007). Sedimentological and environmental impacts of development projects along the coast of Hurghada, Red Sea, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, vol. 33, No. 1, pp. 59–84.
- Martin, Sophie, and Jason M. Hall-Spencer (2017). Effects of Ocean Warming and Acidification on Rhodolith/Maërl Beds. In *Rhodolith/Maërl Beds: A Global Perspective*, Rafael Riosmena-Rodríguez, Wendy Nelson, and Julio Aguirre, eds. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, pp. 55–85. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29315-8_3.
- Matheson, K., and others (2016). Linking eelgrass decline and impacts on associated fish communities to European green crab *Carcinus maenas* invasion. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 548, pp. 31–45.
- Millar, A.J.K. (2003). The world's first recorded extinction of a seaweed. In *Proceedings of the XVIIth International Seaweed Symposium*. Anthony Chapman and others. New York: Oxford University Press, pp. 313–318.
- Miller, K.A., and others (2007a). *Acrosorium papenfussii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63609A12696272. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63609A12696272.en>.
- Miller, K.A., and others (2007b). *Austrofolium equatorianum*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63610A12696491. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63610A12696491.en>.
- Miller, K.A., and others (2007c). *Bifurcaria galapagensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63593A12686056. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63593A12686056.en>.
- Miller, K.A., and others (2007d). *Desmarestia tropica*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63585A12684515. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63585A12684515.en>.
- Miller, K.A., and others (2007e). *Dictyota galapagensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63587A12684867. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63587A12684867.en>.
- Miller, K.A., and others (2007f). *Eisenia galapagensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63598A12686906. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63598A12686906.en>.
- Miller, K.A., and others (2007g). *Galaxaura barbata*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63651A12703033. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63651A12703033.en>.
- Miller, K.A., and others (2007h). *Gracilaria skottsbergii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63646A12702413. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63646A12702413.en>.
- Miller, K.A., and others (2007i). *Laurencia oppositoclada*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63622A12699120. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63622A12699120.en>.
- Miller, K.A., and others (2007j). *Myriogramme kylinii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63612A12696918. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63612A12696918.en>.
- Miller, K.A., and others (2007k). *Phycodrina elegans*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63614A12697346. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63614A12697346.en>.
- Miller, K.A., and others (2007l). *Pseudolaingia hancockii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63615A12697574. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63615A12697574.en>.
- Miller, K.A., and others (2007m). *Sargassum setifolium*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63596A12686555. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63596A12686555.en>.
- Miller, K.A., and others (2007n). *Schizymenia ecuadoreana*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63653A12703293. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63653A12703293.en>.
- Miller, K.A., and others (2007o). *Spatoglossum schmittii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e.T63591A12685707. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63591A12685707.en>.
- Miloslavich, Patricia, and others (2011). Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of South America: knowledge and gaps. *PLOS ONE*, vol. 6, No. 1, pp. 1–43. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014631>.

- Möller, Iris, and others (2014). Wave attenuation over coastal salt marshes under storm surge conditions. *Nature Geoscience*, vol. 7, No. 10, pp. 727–731. <https://doi.org/10.1038/ngeo2251>.
- Mohorjy, Abdullah M., and Ahmed M. Khan (2006). Preliminary assessment of water quality along the Red Sea coast near Jeddah, Saudi Arabia. *Water International*, vol. 31, No. 1, pp. 109–115. <https://doi.org/10.1080/02508060608691920>.
- Müller, Ruth, and others (2009). Impact of oceanic warming on the distribution of seaweeds in polar and cold-temperate waters. *Botanica Marina*, vol. 52, No. 6, pp. 617–638.
- Mystikou, Alexandra, and others (2014). Seaweed biodiversity in the south-western Antarctic Peninsula: surveying macroalgal community composition in the Adelaide Island/Marguerite Bay region over a 35-year time span. *Polar Biology*, vol. 37, No. 11, pp. 1607–1619.
- Nasr, Dirar, and others. (2019). Status of Red Sea dugongs. In *Oceanographic and Biological Aspects of the Red Sea*. Najeeb M. A. Rasul and Ian C. F. Stewart, eds. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, pp. 327–354. https://doi.org/10.1007/978-3-319-99417-8_18.
- Nawata, H. (2013). Relationship between humans and camels in arid tropical mangrove ecosystems on the Red Sea coast. *Global Environmental Research*, vol. 17, pp. 233–246.
- Nguyen, V.X., and others (2014). Genetic species identification and population structure of *Halophila* (Hydrocharitaceae) from the Western Pacific to the Eastern Indian Ocean. *BMC Evolutionary Biology*, vol. 14, No. 1, pp. 92. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-14-92>.
- Nguyen, V.X., and others (2015). New insights into DNA barcoding of seagrasses. *Systematics and Biodiversity*, vol. 13, No. 5, pp. 496–508.
- Ocean Biodiversity Information System (OBIS) (2020). Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. Available at <https://obis.org/> (accessed on 10 April 2020).
- Oliveira, M.C., and others (2020). Diversity of Antarctic seaweeds. In *Antarctic Seaweeds: Diversity, Adaptation and Ecosystem Services*. Iván Gómez and Pirjo Huovinen, eds. Springer, pp. 23–42. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39448-6_2.
- Ono, Junya, and others (2016). *Bruguiera hainesii*, a critically endangered mangrove species, is a hybrid between *B. cylindrica* and *B. gymnorhiza* (Rhizophoraceae). *Conservation Genetics*, vol. 17, No. 5, pp. 1137–1144. <https://doi.org/10.1007/s10592-016-0849-y>.
- Papenbrock, Jutta (2012). Highlights in seagrasses' phylogeny, physiology, and metabolism: what makes them special? *ISRN Botany*, vol. 2012, art. 103892. <https://doi.org/10.5402/2012/103892>.
- Peña, V., and others (2014). The diversity of seaweeds on maerl in the NE Atlantic. *Marine Biodiversity*, vol. 44, No. 4, pp. 533–551. <https://doi.org/10.1007/s12526-014-0214-7>.
- Peña-García, David, and others (2014). Input and dispersion of nutrients from the Jeddah Metropolitan Area, Red Sea. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 80, Nos. 1 and 2, pp. 41–51.
- Pellizzari, F., and others (2017). Diversity and spatial distribution of seaweeds in the South Shetland Islands, Antarctica: an updated database for environmental monitoring under climate change scenarios. *Polar Biology*, vol. 40, No. 8, pp. 1671–1685.
- Pellizzari F., and others (2020). Biogeography of Antarctic seaweeds facing climate changes. In *Antarctic Seaweeds: Diversity, Adaptation and Ecosystem Services*. Iván Gómez and Pirjo Huovinen, eds. Springer, pp. 83–102. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39448-6_5.
- Pendleton, Linwood, and others (2012). Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLOS ONE*, vol. 7, No. 9, e43542. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0043542>.
- Pergent, G., and others (2014). Climate change and Mediterranean seagrass meadows: a synopsis for environmental managers, *Mediterranean Marine Science*, vol. 15, No. 2. <http://dx.doi.org/10.12681/mms.621>.
- Piñeiro-Corbeira, Cristina, and others (2018). Seaweed assemblages under a climate change scenario: functional responses to temperature of eight intertidal seaweeds match recent abundance shifts. *Scientific Reports*, vol. 8, art. 12978. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-31357-x>.

- Ragavan, P., and others (2017). Natural hybridization in mangroves – an overview. *Botanical Journal of the Linnean Society*, vol. 185, No. 2, pp. 208–224. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/box053>.
- Reed, Daniel, and others (2016). Extreme warming challenges sentinel status of kelp forests as indicators of climate change. *Nature Communications*, vol. 7, art. 13757. <https://doi.org/10.1038/ncomms13757>.
- Riosmena-Rodríguez, Rafael (2017). Natural history of rhodolith/maërl beds: their role in near-shore biodiversity and management. In *Rhodolith/Maërl Beds: A Global Perspective*, Rafael Riosmena-Rodríguez, Wendy Nelson, and Julio Aguirre, eds. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, pp. 3–26.
- Riosmena-Rodríguez, Rafael, and others, “Reefs that rock and roll: biology and conservation of rhodolith beds in the Gulf of California”, in *The Gulf of California: biodiversity and conservation*, R. C. Bursca, ed. (Tucson, University of Arizona and Arizona-Sonora Desert Museum Press, 2010).
- Salmo III, S.G., and others (2010). *Sonneratia ovata*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T178814A7615033. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178814A7615033.en>.
- Scherner, F., and others (2013). Coastal urbanization leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 76, Nos. 1 and 2, pp. 106–115.
- Sghaier, Y.R., and others (2011). Occurrence of the seagrass *Halophila stipulacea* (Hydrocharitaceae) in the southern Mediterranean Sea. *Botanica Marina*, vol. 54, No. 6, pp. 575–582. <https://doi.org/10.1515/BOT.2011.061>.
- Shawky, A.M. (2019). Evidence of the occurrence of a large dugong in the Red Sea, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, vol. 45, No. 3, pp. 247–250.
- Sheppard, Charles, and others (1992). *Marine Ecology of the Arabian Region: Pattern and Processes in Extreme Tropical Environments*. London: Academic Press. Sherman, Kenneth, and Gotthilf Hempel, eds. (2008). The UNEP large marine ecosystem report: a perspective on changing conditions in LMEs of the world’s regional seas. UNEP Regional Seas Report and Studies, No. 182. Nairobi, United Nations Environment Programme.
- Sinclair, Elizabeth A., and others (2018). Seeds in motion: genetic assignment and hydrodynamic models demonstrate concordant patterns of seagrass dispersal. *Molecular Ecology*, vol. 27, No. 24, pp. 5019–5034.
- Short, F.T. (2010a). *Lepilaena australis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173353A6997857. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173353A6997857.en>.
- _____ (2010b). *Lepilaena marina*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173359A6998923. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173359A6998923.en>.
- _____ (2010c). *Halodule ciliata*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173334A6993582. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173334A6993582.en>.
- _____ (2010d). *Halophila sulawesii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173326A6991316. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173326A6991316.en>.
- Short, F.T., and M. Waycott (2010a). *Phyllospadix japonicus*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T173341A6994909. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173341A6994909.en>.
- _____ (2010b). *Zostera chilensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T173322A6990689. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173322A6990689.en>.
- _____ (2010c). *Zostera geojeensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173345A6995781. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173345A6995781.en>.
- _____ (2010d). *Zostera asiatica*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173339A6994461. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173339A6994461.en>.
- _____ (2010e). *Zostera caulescens*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173335A6993689. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173335A6993689.en>.
- _____ (2010f). *Phyllospadix watensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173344A6995596. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173344A6995596.en>.

- _____ (2010g). *Zostera caespitosa*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173357A6998463. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173357A6998463.en>.
- Short, F.T., and others (2010a). *Posidonia australis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173333A6993340. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173333A6993340.en>.
- Short, F.T., and others (2010b). *Halophila engelmanni*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173337A6994043. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173337A6994043.en>.
- Short, F.T., and others (2010c). *Halophila nipponica*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173381A7004341. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173381A7004341.en>.
- Short, F.T., and others (2010d). *Posidonia sinuosa*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173349A6996688. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173349A6996688.en>.
- Short, F.T., and others (2010e). *Halophila baillonii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173382A7004500. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173382A7004500.en>.
- Short, F.T., and others (2010f). *Halophila beccarii*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173342A6995080. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173342A6995080.en>.
- Short, F.T., and others (2010g). *Halophila hawaiiiana*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173338A6994270. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173338A6994270.en>.
- Short, F.T., and others (2010h). *Zostera capensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173370A7001305. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173370A7001305.en>.
- Short, F.T., and others (2010i). *Halodule beaudettei*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173329A6992218. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173329A6992218.en>.
- Short, F.T., and others (2010j). *Halodule emarginata*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173347A6996342. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173347A6996342.en>.
- Short, F.T., and others (2010k). *Halophila euphlexia*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173325A6991162. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173325A6991162.en>.
- Short, F.T., and others (2010l). *Ruppia filifolia*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173362A6999534. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173362A6999534.en>.
- Short, F.T., and others (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, vol. 144, No. 7, pp. 1961–1971.
- Sukardjo, S. (2010). *Heritiera globosa*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T178807A7612712. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T178807A7612712.en>.
- Thibaut T., and others (2015). Decline and local extinction of Fucales in the French Riviera: the harbinger of future extinctions? *Mediterranean Marine Science*, vol. 16, No. 1, pp. 206–224.
- Tuya, Fernando, and others (2017). Seagrass paleo-biogeography: fossil records reveal the presence of *Halodule* cf. in the Canary Islands (eastern Atlantic). *Aquatic Botany*, vol. 143, pp. 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.08.002>.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Environment Programme (2015). Regional Coordination Mechanism (RCM): issues brief for the Arab Sustainable Development Report. Marine Resources in the Arab Region.
- Verlaque, Marc, and others (2019). Mediterranean seaweeds listed as threatened under the Barcelona Convention: a critical analysis. In *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, vol. 33, pp. 179–214.
- Wahl, Martin, and others (2015). The responses of brown macroalgae to environmental change from local to global scales: direct versus ecologically mediated effects. *Perspectives in Phycology*, vol. 2, No. 1, pp. 11–29.
- Walker, Diana I. (1987). Chapter 8: benthic algae. In *Red Sea*, Alasdair J. Edwards and Stephen M. Head, eds. Key Environment Series. Amsterdam: Pergamon. pp. 152–168. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-028873-4.50013-X>.

- Ward, R.D., and others (2016). Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability*, vol. 2, No. 4. e01211. <https://doi.org/10.1002/ehs2.1211>.
- Wernberg, T., and others (2019). Chapter 3: status and trends for the world's kelp forests. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, 2nd ed., pp. 57–78. London: Academic Press.
- Wiencke, Christian, and others (2014). Macroalgae. In *Biogeographic Atlas of the Southern Ocean*. Claude de Broyer and others, eds. Cambridge, United Kingdom: Scientific Committee on Antarctic Research, pp. 66–73.
- Wiencke C., and Clayton M.N. (2002). Antarctic Seaweeds. In *Synopses of the Antarctic Benthos*, vol. 9. Johann-Wolfgang Wägele, ed. Rugell, Liechtenstein.
- World Conservation Monitoring Centre, World Conservation Monitoring Centre (1998). *Sonneratia hainanensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, e.T32472A9709212. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.1998.RLTS.T32472A9709212.en>.
- Yuan F., and others (2019) Reproductive physiology of halophytes: current standing. *Frontiers in Plant Science*, vol. 9, art. 1954. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01954>.

Chapitre 7

Tendances

concernant l'état

de la biodiversité

dans les habitats

marins

Responsable d'équipe pour le chapitre : Hilconida Calumpong.

Introduction

Le présent chapitre est composé de 17 sous-chapitres qui détaillent l'état des habitats côtiers et marins, des côtes aux plaines abyssales les plus profondes. Il présente les évolutions d'un certain nombre d'habitats marins depuis la première Évaluation mondiale de l'océan : mangroves, marais salants, estuaires et deltas, prairies sous-marines, coraux d'eau froide, récifs coralliens tropicaux et subtropicaux, mer des Sargasses, glace des hautes latitudes, événements hydrothermaux et suintements froids et enfin, habitats sous-marins comme les monts, fosses et canyons sous-marins.

Le sous-chapitre sur les canyons sous-marins inclut les talus continentaux; le sous-chapitre sur les monts sous-marins inclut les pinacles; le sous-chapitre sur les fosses océaniques inclut les dorsales et les plateaux. Les forêts de varech, qui étaient traitées avec les herbiers

marins dans la première Évaluation, sont désormais intégrées dans un sous-chapitre sur les plantes marines et les macroalgues. De nouvelles évaluations sont fournies sur les substrats sableux et vaseux, la zone intertidale, les atolls et lagons, les plaines abyssales et la haute mer.

Lorsqu'un état de référence de l'habitat était disponible dans la première Évaluation, il a été utilisé pour examiner les évolutions intervenues au cours de la dernière décennie. Les principales menaces pesant sur les habitats sont identifiées et leur influence sur les changements est analysée. Des évolutions spécifiques à certaines régions sont soulignées lorsqu'elles sont disponibles. Enfin, les perspectives à court et moyen terme pour chacun des habitats sont présentées.

Chapitre 7A

Zone intertidale

Contributeurices et contributeurs : Julia Sigwart (organisatrice de l'équipe de rédaction), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Ronaldo Adriano Christofolletti, Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Judith Gobin et Patricia Miloslavich.

Principales observations

- La zone intertidale, ou estran, englobe de nombreux habitats différents sur les côtes du monde entier.
- Une grande partie de la population mondiale vit à proximité de la zone intertidale.
- Les activités humaines se ressentent sur la zone intertidale de façon directe, par la

modification du littoral, et de façon indirecte, par les changements climatiques.

- Malgré l'étroitesse de notre relation avec les habitats intertidaux, d'importantes lacunes subsistent dans les connaissances, et les pays en développement sont dépourvus de l'infrastructure taxonomique nécessaire à la collecte de données de base.

1. Introduction

La zone intertidale, lieu de rencontre entre la mer et la terre, est la première concernée par l'influence humaine sur les océans. La zone intertidale mondiale englobe les divers habitats qui se trouvent sur le rivage; ces environnements ont en commun des traits spécifiques, notamment le fait qu'ils ne sont pas couverts par l'eau de manière continue, mais régulièrement laissés à nu lorsque la marée descend. L'interface entre les facteurs terrestres et marins crée un gradient d'influence croissante de l'eau salée, le long duquel les espèces et les habitats occupent différents points. C'est ainsi qu'on observe clairement un empilement de différentes bandes ou zones sur les rivages rocheux de la zone intertidale (figure I), et qu'ailleurs, on note une succession d'habitats, des dunes aux marais salants en passant par les vasières (figure II). La zone intertidale comprend en outre des plages de sable, des mangroves, des débris de corail et des récifs peu profonds (figures III et IV); de plus, elle abrite les principaux habitats de la macrofaune considérée comme revêtant une importance particulière, comme les reptiles marins (voir chap. 6D). Les espèces qui vivent dans les zones intertidales se caractérisent par des adaptations particulières qui leur permettent de tolérer les transitions périodiques entre l'air et l'eau. La zone intertidale étant la partie la plus accessible de l'océan, elle présente un intérêt notable pour la pêche et pour la collecte de subsistance et à petite échelle. En raison de cette accessibilité, elle est le domaine marin le plus étroitement concerné par les activités et par les interactions humaines.

Figure I
Zone intertidale à découvert sur un affleurement rocheux, révélant des couches horizontales formées de moules (couche noire, la plus proche du sable), de cirripèdes et de lichen



Photo : J. Sigwart.

Note : Ucluelet, Colombie-Britannique (Canada).

Figure II
Zone intertidale de vasières à découvert, bordée d'aménagements ruraux et d'enrochements



Photo : J. Sigwart.

Note : Newtownards, Irlande du Nord (Royaume-Uni).

Figure III
Végétation intertidale sous forme de mangroves, adjacente à des substrats rocheux



Photo : J. Sigwart.
Note : Phuket (Thaïlande).

Figure IV
Corail vivant intertidal, aperçu sous la surface de l'eau, dans une zone de récif corallien peu profond et de débris de corail occasionnellement soumis à des marées naturelles extrêmes



Photo : J. Sigwart.
Note : Port Dickson (Malaisie).

Au cours de la période écoulée depuis la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), les évolutions les plus importantes pour les habitats intertidaux ont été celles résultant des changements climatiques et de l'altération des littoraux par l'homme. Dans le contexte de la deuxième Évaluation mondiale de l'océan, la « zone intertidale » ou « zone côtière » n'est pas considérée comme un habitat unique; elle partage en effet certains aspects avec de nombreux autres habitats examinés aux chapitres 6 et 7 (voir tableau ci-après) : plages de sable, rochers, habitats glaciaires des hautes latitudes, mangroves, débris de corail et récifs peu profonds. De même, il est important de préciser que les habitats et les biocénoses côtiers sont principalement benthiques, mais que le benthos est une catégorie plus large de fonds marins, allant de la zone intertidale à la haute mer.

L'action des marées diffère considérablement d'une région du monde à l'autre. Ces dynamiques influencent la flore et la faune, ainsi que les activités humaines dans les océans. Dans de nombreux plans d'eau fermés, comme la Méditerranée, le flux des marées est presque négligeable. Les zones à très fort flux de marée sont des sites privilégiés pour l'extraction d'énergie marémotrice, comme dans le Strangford Lough en Irlande du Nord (Royaume-Uni), ou dans le lac Sihwa en République de Corée (Leary et Esteban, 2009). Les zones à faible courant de marée, comme les estuaires protégés, sont souvent des sites d'aménagement portuaire connectés aux grandes villes du monde et aux centres mondiaux de transport maritime. Dans le monde entier, le développement des régions côtières induit une extension des substrats artificiels et des infrastructures maritimes. Présents sur toutes les côtes, les substrats artificiels englobent de manière générale les terres gagnées sur la mer et les îlots construits, ainsi que les infrastructures maritimes et les habitats créés par l'homme, tels que les récifs artificiels.

Source d'information sur les habitats ayant un aspect intertidal

Type d'habitat	Aspects intertidaux	Principales évolutions et menaces	Source
Substrats de sable et de boue (fond mou)	Plages de sable et vasières	Extraction de sable pour la construction d'îlots artificiels; érosion et redistribution des sédiments en raison de l'augmentation de l'action des vagues	Chapitre 7B
Substrats rocheux et récifs	Rivages rocheux	Réduction de la biodiversité locale causée par l'augmentation de l'amplitude thermique et de l'action des vagues (tempêtes), ainsi que par les espèces envahissantes	Chapitre 7B
Atolls et lagons	Récifs frangeants peu profonds, débris de corail	Élévation du niveau des mers, réchauffement de l'océan, augmentation de la hauteur des vagues et érosion côtière	Chapitre 7C
Récifs coralliens tropicaux et subtropicaux	Débris de corail et coraux intertidaux durs et mous	Blanchiment des coraux et adaptations physiologiques au réchauffement de l'océan; érosion côtière et ruissellement des nutriments	Chapitre 7D
Estuaires et deltas	Estuaires à marée	Élévation du niveau des mers, polluants terrestres et ruissellement	Chapitre 7F
Forêts de varech et lits d'algues	Algues intertidales	Réduction de la biodiversité locale causée par l'augmentation de l'amplitude thermique et de l'action des vagues (tempêtes), ainsi que par les espèces envahissantes	Chapitre 6G
Prairies sous-marines	Herbiers marins intertidaux	Perturbation physique liée aux ancrages ou au développement; réchauffement de l'océan	Chapitre 7G
Mangroves	Mangroves côtières	Exploitation forestière et défrichage	Chapitre 7H
Marais salants	Marais soumis à marée	Élévation du niveau des mers, polluants terrestres et ruissellement	Chapitre 7I
Habitats glaciaires des hautes latitudes	Environnements côtiers polaires	La perte de la couverture de glace hivernale découlant des changements climatiques accroît les perturbations dues aux fluctuations de la température et à l'affouillement des fonds par les icebergs et par les fragments de banquise; la perte de la glace permet également à des espèces envahissantes d'accéder à de nouvelles zones	Chapitre 7K
Substrats artificiels et environnement bâti		Espèces envahissantes, polluants	Chapitre 7A

2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020

Les environnements marins côtiers et proches du littoral sont les habitats marins sur lesquels les changements climatiques se ressentent le plus (Hoegh-Guldberg et Bruno, 2010). De nombreuses espèces intertidales sont récoltées ou cultivées dans le monde entier; ces activités dépendent de l'accès aux habitats côtiers et de leur état du point de vue de la répartition des espèces, des perturbations physiques, du développement des infrastructures, du trafic et de la pollution. Si les pays insulaires et côtiers dont la zone intertidale représente une grande partie du territoire sont ceux qui subissent le plus les effets de la dégradation des environnements intertidaux, tous les pays sont concernés par ces effets, directement ou indirectement (Curran et al., 2002). Les zones intertidales végétalisées, comme les marais salants et les mangroves, ont été éliminées ou sont gravement dégradées par le développement du littoral. Plus de 50 % des zones humides et des mangroves ont disparu au cours du siècle dernier (Burke et al., 2000). Les environnements côtiers sont également affectés par le flux de pollution provenant de sources terrestres. Combinés, ces effets peuvent altérer les ressources en eau potable ainsi que les ressources marines. Les activités humaines modifient continuellement la forme physique des côtes, de façon directe comme indirecte, en y installant des constructions qui altèrent le littoral ou créent un nouveau littoral, et en modifiant considérablement l'hydrodynamique et le transport des sédiments, tout ceci contribuant à altérer les habitats.

L'effet global des modifications des environnements côtiers est de restreindre les habitats intertidaux disponibles et de diminuer la qualité des habitats restants. Les organismes et les écosystèmes intertidaux se trouvent généralement à la limite de la tolérance pour un facteur de stress donné, et peuvent réagir de façon inattendue au cas où d'autres facteurs de stress viennent s'ajouter du fait de changements environnementaux; ainsi, il est souvent impossible de prévoir les conséquences de tels changements (Hewitt et al., 2016). Ceci

limite la répartition et la durabilité des populations d'espèces pêchées. Les incidences des changements climatiques comprennent les changements de température, mais aussi l'élévation du niveau de la mer et les changements dans la hauteur des vagues, ainsi que l'augmentation de la fréquence des tempêtes. L'élévation du niveau de la mer entraîne des mesures d'atténuation telles que la construction de digues et de systèmes de défenses côtières qui contribuent à modifier l'environnement naturel et à réduire la disponibilité des habitats intertidaux. Il en résulte un phénomène connu sous le terme de « compression côtière » : en cas d'élévation du niveau de la mer, les influences marines se déplacent vers l'intérieur des terres, dans l'espace déjà occupé par les activités humaines (Pontee, 2013).

L'altération humaine du littoral comprend également l'urbanisation et le lotissement, la construction d'infrastructures urbaines et maritimes et le développement d'activités de loisirs. Les infrastructures physiques comprennent les ponts, les routes, les digues, les barrages et les vannes, ainsi que les infrastructures énergétiques, telles que les convertisseurs d'énergie éolienne et marémotrice. Ces structures créent des substrats, un fond dur présentant des caractéristiques proches du récif, qui pourrait être occupé par des espèces intertidales rocheuses. Cependant, même si cela peut augmenter la diversité des espèces à l'échelle locale, la résultante globale est une perte d'habitats. Ces dernières années, l'altération humaine des côtes s'est considérablement amplifiée, à la suite d'importants projets de construction d'îlots artificiels et de structures péninsulaires destinées à augmenter le nombre de logements sur la côte. L'effet de ces projets sur les biocénoses intertidales est encore inconnu. En effet, les matériaux physiques, la roche et le sable, importés de l'extérieur apportent du matériel biologique étranger supplémentaire. La construction de nouveaux îlots étouffe les habitats qui occupaient l'espace auparavant et modifie les conditions hydrodynamiques et la sédimentation locales, ce

qui étouffe également les habitats adjacents. Ces nouvelles structures sont également occupées par des populations humaines à forte

densité qui induisent une pression supplémentaire pour l'environnement.

3. Conséquences économiques et sociales

L'océan et, en particulier, les zones côtières influencent l'ensemble des objectifs de développement durable¹. Les habitats intertidaux fournissent les exemples les plus courants de biens et services provenant des écosystèmes marins; les habitats côtiers sont utiles pour la biodiversité tout en étant au service de l'humanité. Il existe également une dimension de genre importante dans l'exploitation des ressources marines, même si certaines organisations de femmes pêcheurs ont été mises sur pied en Europe depuis les années 1990 (Frangoudes et al., 2014).

Même si les espèces adaptées à un contexte local n'offrent pas l'exemple le plus efficace d'un service particulier, le plus important est qu'elles contribuent à la biodiversité régionale. Par exemple, si les moules et les huîtres assurent la filtration de l'eau et fournissent de la nourriture, il existe plus de 300 espèces dans ces familles taxonomiques de bivalves [Comité de rédaction du Registre mondial des espèces marines (WoRMS), 2017], dont beaucoup remplissent des niches ou des fonctions écosystémiques distinctes. Beaucoup de ces espèces sont couramment cultivées et consommées. Il n'est pas viable à long terme de sélectionner une seule espèce pour l'aquaculture à grande échelle sur toutes les côtes du monde. D'autres espèces, dans leurs habitats naturels locaux, contribuent elles aussi à la biodiversité et à la diversification des ressources humaines.

Les modifications actuellement apportées par l'homme aux côtes ont des effets à la fois positifs et négatifs sur la biodiversité intertidale. Les incidences relatives des diverses

pressions anthropiques mentionnées dans la section 2 diffèrent selon le niveau de développement des pays. Les enrochements sont des structures dures construites pour contrôler l'érosion des côtes. Leurs matériaux comprennent des structures conçues pour consolider l'espace d'habitat des organismes intertidaux susceptibles d'atténuer à l'échelle locale la perte d'habitat et d'améliorer la fourniture d'avantages supplémentaires aux êtres humains (Chapman et Underwood, 2011). Les structures conçues pour accroître l'espace d'habitat, parfois appelées « digues vivantes », peuvent atténuer certaines des incidences du durcissement des côtes. Les substrats artificiels semblent également favoriser les espèces marines non indigènes et envahissantes qui font concurrence à la faune indigène dans les substrats rocheux (Tyrrell et Byers, 2007). Ces approches d'éco-ingénierie peuvent limiter, voire atténuer, la perte d'habitat due à l'étalement des infrastructures côtières. Une autre forme de modification des côtes est la construction de terres (terres « gagnées sur la mer ») qui, bien qu'elle soit bénéfique pour l'homme à court terme, réduit la capacité des systèmes naturels à fournir d'autres avantages, notamment des défenses naturelles contre les vagues et les tempêtes. Les communautés côtières sont menacées par les changements touchant à leur sécurité physique et à leur accès à la nourriture, ce qui se répercute sur des enjeux profondément importants en lien avec les objectifs de développement durable, tels que la pauvreté, l'enseignement et la disponibilité de denrées alimentaires.

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

4. Principaux changements et conséquences par région

Certains types d'habitats sont plus répandus dans certaines régions, en fonction de la morphologie côtière locale. Par exemple, les habitats intertidaux rocheux présentent une très grande biodiversité dans les latitudes tempérées de l'Atlantique Nord et du Pacifique Nord, tandis que la côte du Brésil, dans l'Atlantique Sud, est considérée comme une zone sensible pour les macroalgues (Miloslavich et al., 2016). Les mangroves et les coraux (qui s'étendent jusqu'à des profondeurs subtidales) sont des habitats caractéristiques des côtes tropicales et subtropicales, les plus menacées par l'élévation du niveau de la mer.

Presque partout dans le monde, nous en savons plus sur les habitats intertidaux que sur les habitats subtidaux, sauf là où les côtes sont inhospitalières ou présentent des dangers importants (par exemple, les zones dominées par les crocodiles de mer), et aux hautes latitudes, où la densité de population humaine est faible, voire nulle. Les régions de l'Antarctique et de l'Arctique comptent des zones dont la faune et la flore côtières n'ont pas encore été échantillonnées. Les régions tropicales, en particulier en Asie du Sud-Est, abritent un nombre disproportionné de nouvelles espèces qui ne sont pas encore décrites, même si ces dernières sont de plus en plus identifiées, notamment grâce à l'analyse génétique moléculaire. Pour les espèces sous pression, la menace d'extinction potentielle est plus grande dans les zones moins étudiées, car il

n'est pas possible d'y évaluer les mesures de conservation qui seraient appropriées.

La répartition des habitats artificiels varie également en fonction des conditions locales. Les îlots artificiels sont des structures que l'on trouve principalement dans les mers peu profondes et abritées du golfe Arabe et de l'Asie du Sud-Est. L'enrochement est présent partout dans le monde, mais c'est en Australie, en Amérique du Nord et en Europe que sa contribution à l'espace d'habitat a été le plus étudiée. Les convertisseurs d'énergie, tels que les éoliennes offshore se trouvent surtout en Europe et, de plus en plus, en Amérique du Nord (voir chap. 21). La demande en infrastructures côtières croît, tant pour le logement que les aménagements urbains, mais aussi pour l'exploitation des ressources côtières telles que l'aquaculture et les convertisseurs d'énergie, avec comme corollaire des effets de plus en plus néfastes sur les habitats végétalisés. Dans les régions où l'urbanisation côtière est intensive, comme en Australie, au Moyen-Orient, en Asie, en Europe et aux États-Unis, plus de la moitié du littoral disponible dans certaines régions a été modifié par l'ingénierie et par la construction de structures côtières (Dafforn et al., 2015). Les changements climatiques intensifient l'érosion côtière, ce qui encourage la construction d'ouvrages de défense supplémentaires, tels que des digues, accélérant ainsi la modification du littoral (Asif et Muneer, 2007).

5. Perspectives

En ce qui concerne notre base de connaissances sur les habitats intertidaux, les perspectives sont bonnes à bien des égards. En effet, la recherche marine met naturellement l'accent sur les régions intertidales et côtières en raison de leur accessibilité dans la plupart des régions et de leur importance pour les activités humaines. Les zones intertidales ont été incluses dans certaines zones marines protégées.

Les conséquences socioéconomiques de la modification continue des habitats intertidaux sont potentiellement graves. Dans les pays où de vastes vasières sont bien développées et où les populations locales dépendent fortement des services rendus par les écosystèmes marins (comme c'est le cas dans de nombreuses zones côtières d'Asie), la réduction de l'espace intertidal par la compression côtière aura de graves répercussions, en restreignant à la fois la surface exploitable et la disponibilité

des ressources. La dégradation physique des côtes causée par les changements climatiques va décimer les économies locales. La dégradation des biotes due à l'altération de l'hydrodynamique, aux espèces envahissantes et à la surexploitation, induira des bouleversements complexes. L'élimination des mangroves et des récifs biotiques fait disparaître les défenses côtières naturelles qui protègent les établissements humains. Les espèces envahissantes réduisent la biodiversité locale. La surpêche ou la dépendance excessive à

l'égard des espèces aquacoles en monoculture, principalement cultivées dans les régions intertidales, diminue la qualité nutritionnelle et met en péril la prospérité humaine. Les zones côtières abritent des infrastructures publiques essentielles, telles que des installations électriques, de traitement des eaux usées et de transport (notamment des aéroports), qui sont elles aussi menacées par l'élévation du niveau de la mer. La protection des zones côtières naturelles locales et de la biodiversité intertidale est donc cruciale pour la durabilité humaine.

6. Principales lacunes en matière de connaissances

Plusieurs sujets requièrent impérativement qu'on leur accorde une attention afin d'assurer la durabilité des habitats intertidaux. Les changements systémiques, lents et cumulatifs, ne sont souvent pas pris en considération avant de prendre une ampleur catastrophique. Les objectifs en matière de conservation sont déterminés par l'évaluation des environnements endommagés, ce qui signifie que ces environnements ne retrouveront jamais un état véritablement robuste et durable (Plumeridge et Roberts, 2017). Même dans les mers européennes, pour lesquelles nous disposons certainement du plus long historique d'observations continues, les données relatives à la « situation de référence », datant de l'époque préindustrielle, sont déjà influencées par les incidences humaines. Ce problème est bien pire dans les systèmes sous-étudiés et dans de nombreux pays en développement.

Les paramètres physiques et les altérations du littoral associés aux incidences anthropiques et à l'élévation du niveau de la mer nécessitent des études supplémentaires pour permettre l'élaboration de modèles prédictifs des effets

hydrodynamiques et de petits modèles locaux utilisant des systèmes analogues, permettant d'appliquer le comportement d'un système physique bien étudié pour prévoir les incidences en un autre lieu. La première Évaluation mondiale de l'océan a fait ressortir le besoin de disposer de plus d'informations sur la succession des types d'habitats et des aires de répartition des espèces en lien avec la modification du littoral; ce domaine reste cependant une lacune importante dans nos connaissances. Enfin, à la racine de toutes ces questions, se trouve un besoin urgent d'études plus approfondies de la biodiversité dans les zones sous-étudiées, en particulier dans les régions où il existe d'importantes lacunes dans les connaissances et où l'infrastructure scientifique est moins développée, alors qu'on y rencontre une grande diversité d'espèces (Lira-Noriega et Soberón, 2015). Même dans les zones intertidales bien étudiées, de nombreuses espèces ne sont pas encore désignées ni décrites par la science. Sans identification des espèces, la biodiversité des habitats ne peut être quantifiée ni surveillée avec précision.

7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

La « compression côtière », avec l'élévation du niveau de la mer d'un côté et l'urbanisation humaine de l'autre, restreint les environnements intertidaux. Le développement humain

doit inclure des aménagements futurs visant à fournir aux habitats côtiers et intertidaux un espace de repli face aux tempêtes et aux perturbations climatiques de plus en plus

fréquentes, afin de maintenir ces importants tampons protecteurs.

La plupart des pays qui comptent la diversité la plus extrême (que ce soit en termes de zones de biodiversité importante ou de richesse intraspécifique) sont des pays en développement (Lira-Noriega et Soberón, 2015). Il est urgent d'appuyer les études de référence et la surveillance pour établir et maintenir, dans les pays en développement, le même type de jeux de données à long terme que ceux disponibles dans les pays développés d'Europe et d'Amérique du Nord. Dans les pays développés, les approches scientifiques participatives peuvent constituer des outils efficaces pour élargir la surveillance. Pour peu que l'on procède à un renforcement plus poussé des capacités en matière de taxonomie, cette approche pourrait être étendue.

Il est également urgent de construire des infrastructures taxonomiques dotées des nouvelles technologies permettant d'évaluer l'ADN environnemental (eDNA), par le biais de collections de spécimens et de catalogues de codes-barres, et de renforcer les capacités humaines par la formation, par le transfert de technologies et par l'accès aux ressources scientifiques les plus récentes, aux données et aux ouvrages scientifiques dans le pays d'origine. Sans infrastructure taxonomique en place, il n'est pas possible d'utiliser les technologies émergentes, telles que les codes-barres

pour l'ADN environnemental. Les codes-barres ne peuvent reconnaître que ce qui se trouve déjà dans une base de données. L'infrastructure taxonomique doit également inclure des compétences et des ouvrages spécialisés, ainsi que les ressources nécessaires pour financer la science fondamentale. Tous ces éléments sont essentiels pour garantir la fiabilité des procédures d'évaluation des impacts sur l'environnement, en particulier dans les pays en développement. En outre, ce type de travaux relevant de la science fondamentale sont de nature à renforcer davantage la capacité à mener des évaluations de la vulnérabilité climatique des espèces et habitats marins les plus importants.

Bien que la zone intertidale comprenne les habitats les plus accessibles (et les plus vulnérables), on trouve une grande proportion d'espèces d'invertébrés et d'algues non décrites dans les écosystèmes marins tropicaux peu profonds. Le manque de capacité taxonomique permettant d'identifier les espèces locales masque les pertes éventuelles, l'empiètement des espèces aux aires de répartition changeantes et les indicateurs de perturbation, et rend difficile l'identification des espèces envahissantes et la définition de mesures adéquates pour protéger les ressources locales (Sigwart, 2018). Les infrastructures scientifiques sous-tendent la croissance économique en aval et la protection des ressources environnementales.

Références

- Asif, M., and T. Muneer (2007). Energy supply, its demand and security issues for developed and emerging economies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 11, No. 7, pp. 1388–1413. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2005.12.004>.
- Burke, Loretta, and others (2000). *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Coastal Ecosystems*. Washington, D.C.: World Resources Institute. www.wri.org/publication/pilot-analysis-global-ecosystems-coastal-ecosystems.
- Chapman, M.G., and A.J. Underwood (2011). Evaluation of ecological engineering of "armoured" shorelines to improve their value as habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 400, Nos. 1–2, pp. 302–313. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.02.025>.
- Curran, Sara, and others (2002). Interactions between Coastal and Marine Ecosystems and Human Population Systems: Perspectives on How Consumption Mediates this Interaction. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, vol. 31, No. 4, pp. 264–268. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.4.264>.

- Dafforn, Katherine A., and others (2015). Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 13, No. 2, pp. 82–90. <https://doi.org/10.1890/140050>.
- Frangoudes, Katia, and others (2014). Women’s organisations in fisheries and aquaculture in Europe: History and future prospects. *MARE Publication Series*, vol. 9, pp. 215–231. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7911-2_12:
- Hewitt, Judi E., and others (2016). Multiple stressors, nonlinear effects and the implications of climate change impacts on marine coastal ecosystems. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 8, pp. 2665–75. <https://doi.org/10.1111/gcb.13176>.
- Hoegh-Guldberg, Ove, and John F. Bruno (2010). The Impact of Climate Change on the World’s Marine Ecosystems. *Science*, vol. 328, No. 5985, pp. 1523–1528. <https://doi.org/10.1126/science.1189930>.
- Leary, David, and Miguel Esteban (2009). Renewable energy from the ocean and tides: a viable renewable energy resource in search of a suitable regulatory framework. *Carbon & Climate Law Review*, No. 4, pp. 417–25.
- Lira-Noriega, Andrés, and Jorge Soberón (2015). The relationship among biodiversity, governance, wealth, and scientific capacity at a country level: Disaggregation and prioritization. *Ambio*, vol. 44, No. 5, pp. 391–400.
- Miloslavich, Patricia, and others (2016). Chapter 3: Benthic Assemblages in South American Intertidal Rocky Shores: Biodiversity, Services, and Threats. In *Marine Benthos: Biology, Ecosystem Functions and Environmental Impact*, ed. Rafael Riosmena-Rodríguez. Nova Science Publisher.
- Plumeridge, Annabel A., and Callum M. Roberts (2017). Conservation targets in marine protected area management suffer from shifting baseline syndrome: A case study on the Dogger Bank. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 116, Nos. 1–2, pp. 395–404.
- Pontee, Nigel (2013). Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean & Coastal Management*, vol. 84, pp. 204–7. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2013.07.010>.
- Sigwart, Julia D. (2018). *What Species Mean: A User’s Guide to the Units of Biodiversity*. CRC Press.
- Tyrrell, Megan C., and James E. Byers (2007). Do artificial substrates favor nonindigenous fouling species over native species? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 342, No. 1, pp. 54–60.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- World Register of Marine Species (WoRMS) Editorial Board (2017). World Register of Marine Species. www.marinespecies.org.

Chapitre 7B

Récifs biogènes et substrats sableux, boueux et rocheux des littoraux

Constitutrices et contributeurs : Ronaldo Christofolletti et Judith Gobin (co-organisateurs de l'équipe de rédaction), Frédéric Guichard, Sergiy Medinets, Evangelina Schwindt et Julia Sigwart.

Principales observations

- Les récifs biogènes et les littoraux sablonneux, boueux et rocheux abritent une grande biodiversité et fournissent un large éventail de services écosystémiques dont bénéficient les populations humaines.
- Ils sont soumis à de multiples facteurs de stress résultant des changements climatiques, de l'urbanisation et de l'utilisation des ressources. Les tempêtes, la mise en valeur des terres, les contaminants et les polluants ont été identifiés comme les principaux facteurs.
- Les recherches interdisciplinaires et la gouvernance participative visant à promouvoir la résilience et à assurer le développement durable de ces habitats sont insuffisantes.
- Leur signification culturelle et leur importance pour le tourisme dans le monde entier les placent dans une position unique pour servir d'habitats phares afin de promouvoir le rôle des océans dans la mise en œuvre du Programme de développement durable à l'horizon 2030, notamment l'objectif 14¹.

1. Introduction

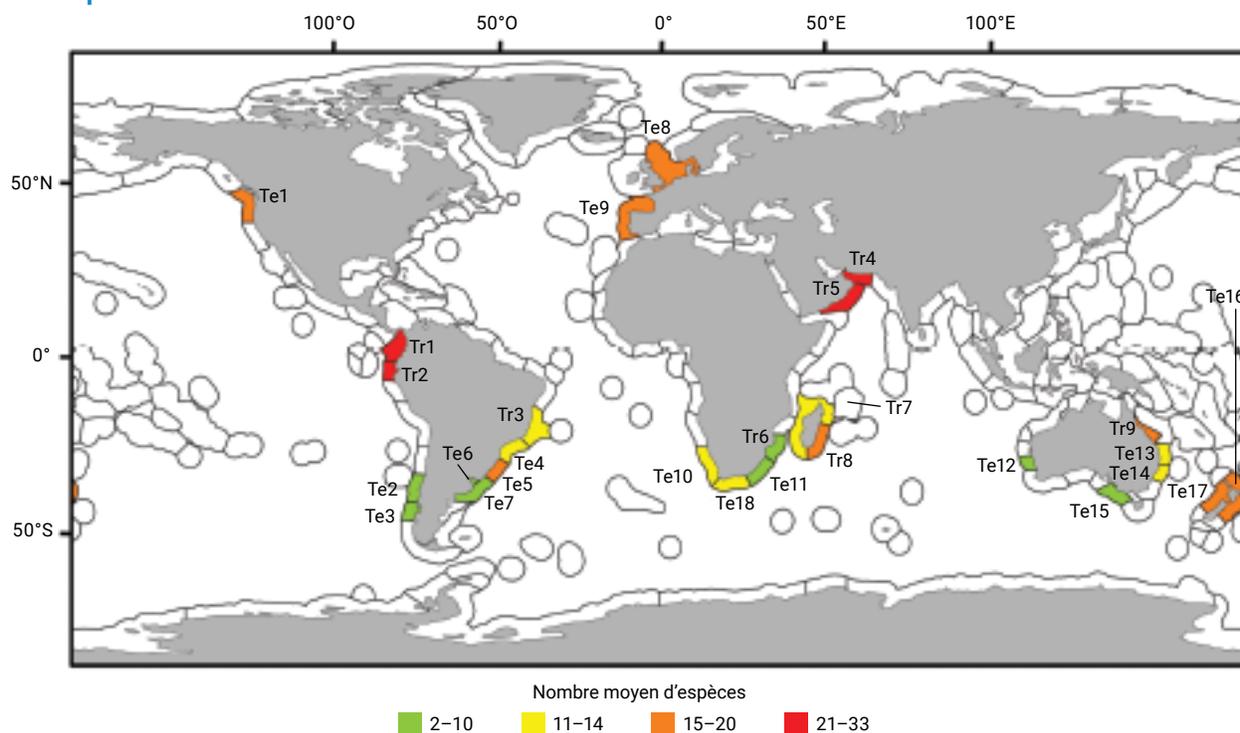
Les environnements côtiers renferment une variété de ressources naturelles précieuses, notamment des récifs et des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses. Tous ces habitats présentent une grande biodiversité (voir chap. 6 de la présente Évaluation), et de plus en plus d'études examinent les modèles, les processus et les impacts qui y sont associés. La biodiversité des côtes rocheuses et l'impact humain sur celles-ci ont récemment été examinés à l'échelle régionale (Hawkins et al., 2019). Cependant, les études en la matière sont encore insuffisantes pour acquérir une compréhension des côtes rocheuses et boueuses à l'échelle mondiale. Pour ce qui est des côtes sablonneuses, les évolutions récentes montrent que la richesse des espèces à l'échelle mondiale est liée à des écorégions; la température et la latitude laissent prévoir une augmentation de la richesse spécifique des littoraux tempérés aux littoraux tropicaux (Barboza et Defeo, 2015; figure I). Les récifs forment des habitats biogènes qui sont omniprésents dans les systèmes côtiers du monde entier, mais dont l'étendue et la variété des espèces qu'ils abritent varient selon les régions biogéographiques (Firth et al., 2016). Généralement formés de carbonate de calcium sécrété par les coraux bâtisseurs de récifs et d'algues rouges calcaires dans les eaux peu profondes des régions tropicales (Huang et Roy, 2015), ils sont en revanche formés par des invertébrés,

notamment des huîtres, des moules et des vers annélides, dans les régions tempérées (Barbier et al., 2008; Dubois et al., 2009; Firth et al., 2016; figure II).

Le présent chapitre offre une vue d'ensemble des récifs biogènes et des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses dans les zones intertidales et subtidales, qui sont reliés par leur emplacement dans l'interface maritime/terrestre. Les habitats couvrent tous les littoraux du monde (Firth et al., 2016; Luijendijk et al., 2018; chap. 7A de la présente Évaluation) et sont liés à différents écosystèmes, parmi lesquels les atolls et les lagunes insulaires (chap. 7C), les récifs coralliens (chap. 7D et 7E), les estuaires et les deltas (chap. 7F), les forêts de varech et les lits d'algues (chap. 6G), les prairies sous-marines (chap. 7G), les mangroves (chap. 7H) et les marais salants (chap. 7I). Ils sont influencés par de nombreux facteurs et dynamiques océanographiques se manifestant de l'échelle locale à l'échelle mondiale (chap. 4, 5 et 22). Pour éviter les chevauchements et mettre en évidence les interactions de ces écosystèmes, l'accent sera mis sur les récifs biogènes et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses. Les liens avec d'autres chapitres dans lesquels des habitats proches sont présentés (par exemple, chap. 7A et 7G), en particulier les récifs coralliens du chapitre 7D (zone tropicale et subtropicale) et les coraux d'eau froide du chapitre 7E, sont à noter.

¹ Voir la résolution de l'Assemblée générale 70/1.

Figure I
Diversité des espèces présentes sur les plages de sable des écorégions tempérées et tropicales



Source : Reproduit de Barboza et Defeo, 2015; Spalding, M. D., et al., « Marine ecoregions of the world : a bioregionalization of coastal and shelf areas », *Bioscience*, vol. 57, 2007, p. 573-583.

Note : La carte contenant les écorégions a été téléchargée depuis le site Web http://maps.tnc.org/gis_data.html. La carte finale a été générée à l'aide de gvSIG 1.12 (www.gvsig.org).

Abréviations : « Te » : tempéré; « Tr » : tropical; « Te1 » : côte et plateau de Vancouver et des États de l'Orégon et de Washington; « Te2 » : Araucanie; « Te3 » : Chilotes; « Te4 » : sud-est du Brésil; « Te5 » : Rio Grande; « Te6 » : Rio de la Plata; « Te7 » : plateau de Buenos Aires et d'Uruguay; « Te8 » : Mer du Nord; « Te9 » : Plateau Atlantique Sud de l'Europe; « Te10 » : Namaqua; « Te11 » : Natal; « Te12 » : Houtman; « Te13 » : Tweed-Moreton; « Te14 » : Manning-Hawkesbury; « Te15 » : bassin occidental; « Te16 » : Nord-Est de la Nouvelle-Zélande; « Te17 » : centre de la Nouvelle-Zélande; « Te18 » : Banc des Aiguilles; « Tr1 » : Baie de Panama; « Tr2 » : Guayaquil; « Tr3 » : Est du Brésil; « Tr4 » : Golfe d'Oman; « Tr5 » : Ouest de la mer d'Arabie; « Tr6 » : Delagoa; « Tr7 » : Ouest et nord de Madagascar; « Tr8 » : Sud-est de Madagascar; « Tr9 » : Centre et sud de la Grande Barrière de corail.

Les récifs biogènes et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses sont caractérisés par une grande biodiversité (chap. 6) et par la fourniture de services écosystémiques (chap. 8 et 21), notamment la filtration de l'eau et le cycle des nutriments (chap. 10 et 11). Il existe un lien étroit entre les services écosystémiques qu'ils fournissent et l'urbanisation (chap. 8), étant donné qu'environ 60 % de la population mondiale vit dans des zones côtières et en retire ses moyens de subsistance (Nicholls et al., 2007). De tels environnements côtiers, où les principales activités sont la navigation de plaisance, la pêche, le surf, la natation et l'observation des oiseaux (Everard et al., 2010;

Rodríguez-Revelo et al., 2018), sont importants d'un point de vue économique pour le tourisme, pour la pêche récréative, artisanale et commerciale ainsi que pour leur valeur esthétique et récréative (chap. 8 et 15). Ils sont également liés à de nombreux aspects du développement, notamment l'urbanisation, l'aquaculture et les infrastructures (chap. 8, 14 et 16).

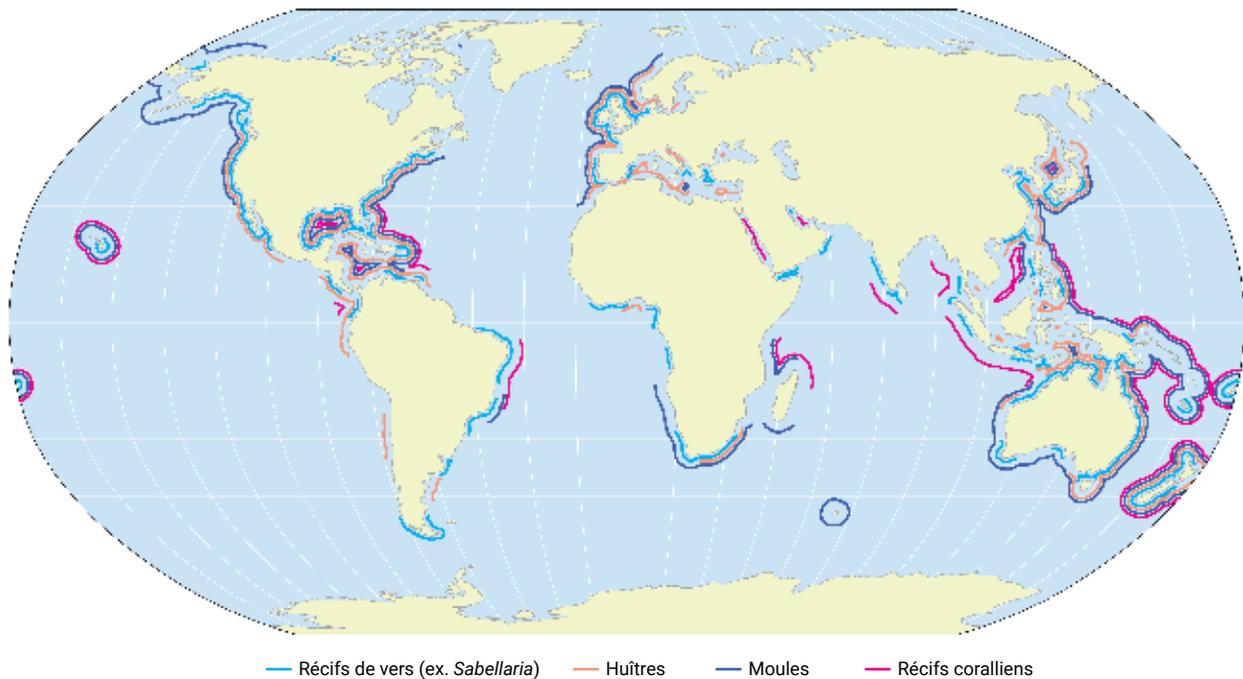
En raison du large éventail de services écosystémiques fournis par ces habitats et de leur association avec l'urbanisation et la protection du littoral, ils sont vulnérables aux répercussions de multiples facteurs de stress (chap. 25). Ils continuent à subir les effets néfastes des polluants et des contaminants, tels que l'excès

de nutriments provenant des engrais, des produits chimiques toxiques et des métaux lourds, des eaux usées, des déchets et des matières plastiques (chap. 10, 11 et 12), ainsi que des activités d'exploration et d'exploitation des mines, du pétrole et du gaz (chap. 11, 18 et 19), et de la menace plus récemment détectée que posent les espèces envahissantes (chap. 22). Dans le même temps, la sédimentation et l'évolution de l'érosion côtière (chap. 13), qui sont des processus à long terme, s'intensifient sous la pression des effets des changements climatiques (chap. 9), qui contribuent à des modifications de la formation des côtes et peuvent également constituer une menace pour la vie et les biens (Rangel-Buitrago et Anfuso, 2009; Le Duff et al., 2017).

Les zones côtières sont les régions les plus urbanisées du monde (accueillant quinze des vingt mégapoles mondiales peuplées de plus de dix millions de personnes), dans lesquelles les habitats fournissent de nombreux services écosystémiques mais se heurtent à

une urbanisation croissante, comme l'indique la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017). Le présent chapitre expose les changements observés depuis la première Évaluation, y compris les progrès en matière de connaissances et de politiques. Il met également en évidence l'analyse des côtes sablonneuses effectuée à l'échelle mondiale, et relève le manque d'informations au niveau mondial concernant les récifs biogènes et les côtes boueuses et rocheuses qui sont pourtant nécessaires pour soutenir la gestion côtière et la planification de l'espace marin (chap. 26 et 27). Malgré l'utilité et les avantages économiques que procurent les environnements côtiers ainsi que les progrès réalisés dans le cadre des études sur les côtes sablonneuses à l'échelle mondiale, il n'existe pas d'évaluation fiable à cette même échelle des tendances historiques des littoraux concernant les modifications des substrats rocheux et boueux, et l'on dispose encore de très peu d'informations et de données sur les écosystèmes de certaines régions.

Figure II
Répartition mondiale des récifs biogènes côtiers (corail, moules, huîtres, vers)



Source : Reproduit de Firth et al., 2016. Données extraites du Système mondial d'information sur la biodiversité, disponible à l'adresse www.gbif.org, et du portail « Ocean Data viewer » du Centre mondial de surveillance continue de la conservation de la nature du Programme des Nations Unies pour l'environnement, disponible à l'adresse <https://data.unep-wcmc.org>.

Note : Carte élaborée par Shaun Lewin, Université de Plymouth.

2. Changements observés dans l'état des récifs biogènes et des substrats sableux, boueux et rocheux des littoraux

Les menaces pesant sur les récifs biogènes et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses peuvent provenir de multiples facteurs environnementaux (dont certains phénomènes extrêmes, comme les ondes de tempête, les ouragans, les tremblements de terre, les tsunamis, les vagues de chaleur et les inondations) et anthropiques, comme indiqué dans l'introduction. Les facteurs de stress environnementaux apparaissent à l'échelle locale, régionale ou mondiale, tandis que les facteurs anthropiques dominent le changement multi-échelles (Mentaschi et al., 2018).

Les modifications des récifs biogènes et des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses sont influencées par différentes composantes du paysage marin, car les mangroves, les rhodolithes et les lits d'algues, les zones profondes, les récifs coralliens et les prairies sous-marines réagissent tous différemment aux facteurs de stress. Les zones côtières sont en outre sujettes aux dépôts atmosphériques (Medinets et Medinets, 2010, 2012; Medinets, 2014) et aux rejets de sédiments et de nutriments dans les systèmes marins côtiers par les estuaires et les cours d'eau douce (Teixeira et al., 2018; Oelsner et Stets, 2019). Ces liens naturels (chap. 7A à 7I) mettent clairement en évidence l'interconnexion et la complexité des systèmes côtiers (Elliott et al., 2019; Kermagoret et al., 2019) étant donné que les modifications d'un habitat influenceront la dynamique d'autres habitats, y compris les services écosystémiques qui leur sont associés (Narayan et al., 2016; Osorio-Cano et al., 2019).

Au cours de la dernière décennie, les changements climatiques ont eu de plus en plus d'effets sur les récifs biogènes et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses, ce qui a eu des conséquences sur les modèles environnementaux, la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. Il est prévu que l'ampleur et la fréquence des phénomènes extrêmes (énergie de la houle, canicules, températures et précipitations) continueront à

s'intensifier [Herring et al., 2018; Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2018]. Des changements dans le nombre de jours pendant lesquels les températures dépassent les seuils propres à chaque espèce ou dans les régimes de précipitations et de sécheresse peuvent entraîner un stress subléthal du fait des changements physiologiques et comportementaux des organismes, en particulier ceux des zones intertidales et peu profondes (Pinsky et al., 2019; Rilov et al., 2019). Les changements de fréquence et d'intensité des phénomènes climatiques peuvent entraîner des niveaux physiologiques mortels, car ils augmentent la mortalité et altèrent la biodiversité, l'aire de répartition des organismes et les services écosystémiques que ces habitats fournissent (Poloczanska et al., 2013).

D'un point de vue environnemental, les substrats rocheux intertidaux des hautes latitudes sont touchés par l'érosion glaciaire (Scrosati et Ellrich, 2018; chapitre 7A et 7K). Les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses du monde entier sont également soumises à des perturbations dues à la taille grandissante des vagues et aux précipitations extrêmes (Mentaschi et al., 2018), qui influencent la dynamique des sédiments et l'érosion et provoquent des mouvements de blocs et des glissements de terrain, ce qui peut modifier les communautés biologiques des côtes sablonneuses et rocheuses dans les zones exposées aux vagues (Petrovic et Guichard, 2008; Castelle et al., 2018). Les changements dans la dynamique des vagues et l'augmentation de la fréquence des phénomènes météorologiques extrêmes modifient également la composition des sédiments (Masselink et al., 2016) et le transport des larves vers la côte (Mazzucco et al., 2015). En outre, l'augmentation des précipitations extrêmes dans les zones tropicales et subtropicales a des effets sur la salinité et le transport des sédiments près des côtes ainsi que sur l'apport de nutriments, de polluants et de contaminants provenant des milieux terrestres et d'eau douce (Lana et al., 2018). Les

répercussions cumulées de ces facteurs de stress sont visibles au niveau des organismes et des communautés et se traduisent par une perte de biodiversité et par des changements dans le fonctionnement des écosystèmes des zones côtières (O’Gorman et al., 2012; Ellis et al., 2017), ce qui a des conséquences sur les services écosystémiques ainsi que sur la valeur de ces zones sur les plans commercial, récréatif et esthétique.

Outre les changements de la dynamique océanographique côtière et l’augmentation de la fréquence des phénomènes extrêmes sous l’effet des changements climatiques (chap. 9), d’autres facteurs, tels que l’exploration des fonds marins (chap. 18), l’urbanisation (chap. 8 et 14) et les infrastructures côtières artificielles (chap. 7A et 14), ont des répercussions sur les récifs et sur les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses en raison de la contamination (chap. 10, 11 et 12) et des changements dans les processus d’érosion et de sédimentation (chap. 13). Les plages de sable sont présentes le long du littoral du monde entier, couvrant 22 % du littoral en Europe et jusqu’à 66 % en Afrique, avec une présence relative augmentant dans les zones subtropicales et aux latitudes moyennes plus basses (20° – 40°), mais diminuant (< 20 %) dans les zones tropicales humides, où la boue et les mangroves sont les plus abondantes en raison des températures élevées et des précipitations (figure III; Luijendijk et al., 2018). L’érosion des plages de sable s’est intensifiée au fil du temps et sous l’effet des émissions de gaz à effet de serre (Vousdoukas et al., 2020). Les tendances à l’érosion et à l’accrétion présentent une variabilité entre régions et entre segments côtiers voisins (Vousdoukas et al., 2020), plus de 50 % des côtes sablonneuses du monde ayant connu des changements graves et chroniques rapides au cours de la période 1984-2016, dont 24 % se sont érodées à un rythme supérieur à 0,5 mètre par an, tandis que 27 % ont connu une accrétion (Luijendijk et al., 2018; figure IV). D’un point de vue continental, l’Océanie et l’Afrique présentent une érosion nette, tandis que tous les autres continents présentent une accrétion nette, le taux d’accrétion le plus élevé (1,27 m/an) étant enregistré en Asie (Luijendijk et al., 2018), probablement en raison de

la mise en valeur des terres et de la construction de structures artificielles (Luijendijk et al., 2018; chap. 14). À l’échelle mondiale, une part relativement élevée des côtes sablonneuses figurant dans la base de données mondiale sur les zones protégées s’érode si l’on tient compte du fait que 32 % de tous les littoraux marins protégés sont sablonneux, et que 37 % d’entre eux s’érodent à un rythme supérieur à 0,5 mètre par an, tandis que 32 % connaissent une accrétion (Luijendijk et al., 2018).

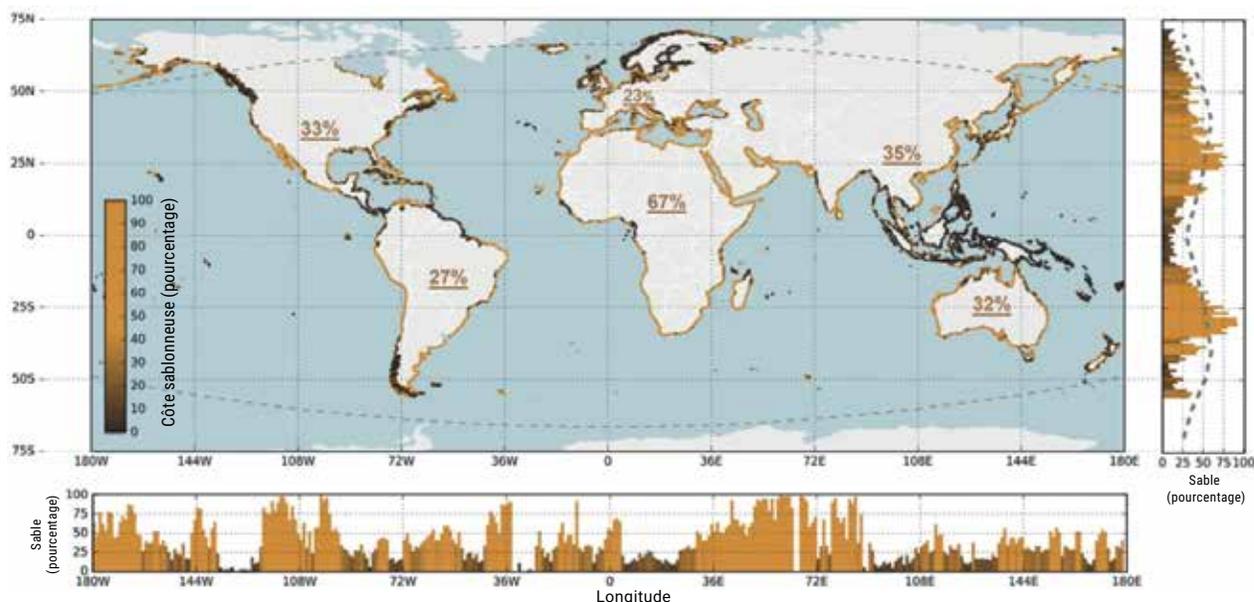
Les changements dans l’érosion et la sédimentation ainsi que la présence de structures artificielles peuvent avoir des conséquences directes sur la biodiversité et les services écosystémiques à différentes échelles. L’augmentation des infrastructures côtières visant à éviter l’érosion exige le renforcement des approches d’ingénierie bleue en faveur du développement durable (Firth et al., 2016; Strain et al., 2018). Bien que l’utilisation de béton à base de corail ait été suggérée pour le développement des infrastructures marines et la mise en valeur des terres (Wang et al., 2018; Liu et al., 2018), il est essentiel, pour parvenir à un développement durable, de comprendre d’où vient le corail, la quantité de matériau corallien nécessaire et l’impact de son extraction, car les récifs coralliens ont une importance biologique, chimique et physique dans la dynamique des zones côtières et dans le scénario des changements climatiques (chap. 7D et 7E).

Les impacts de l’urbanisation sur les zones côtières justifient la prise en compte de plusieurs facteurs de stress clés présents dans ces zones, notamment les facteurs anthropiques. Les espèces envahissantes (chap. 22) se sont développées dans le monde entier (Seebens et al., 2017), et touchent en conséquence tous les types de substrats. Les invasions biologiques devraient augmenter en raison du transport maritime ainsi que de l’augmentation des infrastructures littorales dans les zones côtières, et former à terme un nouveau substrat pour les espèces de rochers et de récifs (Ivkić et al., 2019; Sardain et al., 2019). En outre, des séries de données recueillies récemment dans le monde entier montrent que la pollution d’origine terrestre (pollution par les nutriments, les produits agrochimiques, les rejets d’eaux

usées, les contaminations chimiques par des polluants organiques persistants sous forme de produits pharmaceutiques, de pesticides et de métaux lourds), l'urbanisation côtière, la mise en valeur des terres et les déversements de pétrole modifient les habitats, augmentent la contamination et engendrent des processus sublétaux à mortels qui affectent la biodiversité des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses ainsi que la santé des écosystèmes (Kovalova et al., 2010; Snigirov et al., 2012; Surveillance environnementale du bassin de la mer Noire – EMBLAS, 2019; Martinez et al., 2019; Zhai et al., 2020). De nombreux impacts

sur les côtes trouvent leur origine dans des phénomènes survenant au large, comme les déversements de pétrole (Escobar, 2019; Soares et al., 2020), ou à l'intérieur des terres, comme les résidus miniers rejetés accidentellement dans la zone côtière par le biais d'apports fluviaux, qui atteignent et affectent la biodiversité et les services écosystémiques des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses sur de grandes échelles spatiales et temporelles (Queiroz et al., 2018) et affectent les communautés locales et autochtones qui dépendent de ces services écosystémiques pour leur survie (Dadalto et al., 2019).

Figure III
Répartition mondiale des côtes sablonneuses



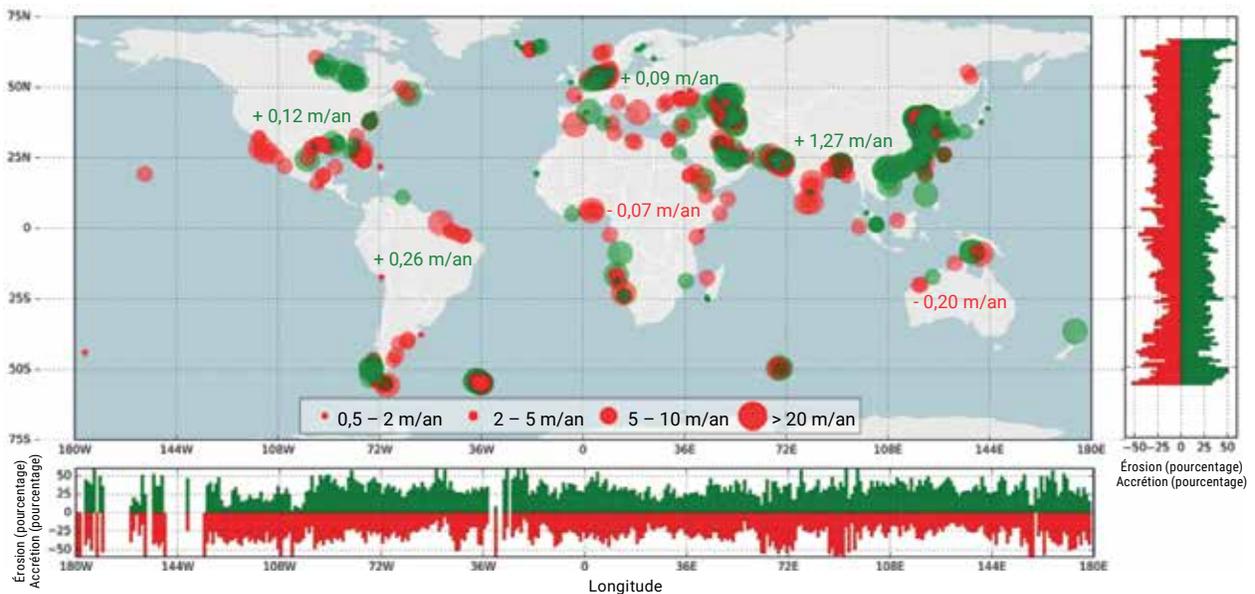
Source : Reproduit de Luijendijk et al., 2018.

Notes : Les points de couleur le long des littoraux représentent le pourcentage local de côtes sablonneuses (jaune = sable; marron foncé = autres). Le diagramme de droite indique la présence relative des côtes sablonneuses par degré de latitude, la ligne en pointillés montrant la répartition latitudinale des côtes sablonneuses signalée par Hayes (Hayes, M. O., « Relationship between coastal climate and bottom sediment type on the inner continental shelf », *Marine Geology*, vol. 5, n° 2, 1967), p. 111-132. Le diagramme inférieur indique la présence relative des côtes sablonneuses par degré de longitude. Les lignes courbes grises en pointillés sur le graphique principal représentent les limites des côtes libres de glace considérées dans l'analyse. Les pourcentages soulignés indiquent les pourcentages moyens de côtes sablonneuses par continent. La carte a été créée à l'aide de Python 2.7.12, disponible à l'adresse www.python.org, au moyen de Cartopy v.0.15.1., Met Office, Royaume-Uni, disponible à l'adresse <https://pypi.python.org/pypi/Cartopy/0.15.1>, et Matplotlib (Hunter, J. D., « Matplotlib : a 2D graphics environment », *Computing in Science & Engineering*, vol. 9, n° 3, 2007).

Enfin, les impacts négatifs du tourisme et de l'exploitation humaine sur les récifs biogènes et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses à l'échelle locale représentent une autre conséquence de l'urbanisation côtière (Mendez et al., 2017). Il a été démontré que la lumière artificielle nocturne modifie la structure des communautés de macroinvertébrés sur les côtes sablonneuses (Garratt et al., 2019) et influence les interactions trophiques sur les côtes rocheuses (Underwood et al., 2017; Maggi et Benedetti-Cecchi, 2018). De même, l'ombrage occasionné par les infrastructures artificielles peut avoir une influence sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes des côtes rocheuses (Pardal-Souza et al., 2017). Il a aussi été démontré que le

piétinement, outre des facteurs tels que les déchets, le bruit et les activités d'extraction (EMBLAS, 2019), a un effet négatif sur la biodiversité des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses (Leite et al., 2012; Schlacher et Thompson, 2012; Kim et al., 2018). La pollution par les matières plastiques et les produits chimiques est devenue une menace mondiale pour l'environnement marin, en particulier pour les côtes sablonneuses, où l'apport de matières plastiques a augmenté en raison du transport de ces matières lors des phénomènes océanographiques et météorologiques (Krelling et Turra, 2019) et de la contamination directe par les habitants et les touristes (EMBLAS, 2019).

Figure IV
Zones sensibles en termes d'érosion et d'accrétion des plages à l'échelle mondiale



Source : Reproduit de Luijendijk et al., 2018.

Notes : Les cercles rouges représentent l'érosion et les cercles verts l'accrétion pour les quatre classifications dynamiques pertinentes du littoral (voir légende). Les graphiques en bas et sur la droite indiquent la localisation relative des côtes sablonneuses en érosion et en accrétion, respectivement par degré de latitude et de longitude. Les chiffres présentés dans l'illustration principale représentent la vitesse moyenne d'évolution pour toutes les côtes sablonneuses, par continent. La carte a été créée à l'aide de Python 2.7.12, disponible à l'adresse www.python.org, au moyen de Cartopy v.0.15.1., Met Office, Royaume-Uni, disponible à l'adresse <https://pypi.python.org/pypi/Cartopy/0.15.1>, et Matplotlib (Hunter, J. D., « Matplotlib : a 2D graphics environment », *Computing in Science & Engineering*, vol. 9, n° 3, 2007).

3. Conséquences pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Les habitats côtiers sont le premier point de contact entre l'homme et l'océan. Ils fournissent de nombreux services directs et indirects, notamment un espace pour les loisirs et les sports, des processus physico-chimiques environnementaux, des ressources biologiques et des réserves de poissons ainsi qu'une protection du littoral. De la zone intertidale à la zone subtidale, les humains explorent les récifs et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses de nombreuses manières. La relation qui s'est ainsi créée a été affectée au fil des siècles par divers changements, lesquels se sont accélérés ces dernières décennies (Biedenweg et al., 2016; Zhai et al., 2020).

Les côtes sablonneuses et rocheuses fournissent aux populations autochtones et aux communautés traditionnelles un espace et des ressources naturelles pour les loisirs, les sports, les études pédagogiques et scientifiques, et les pratiques traditionnelles, religieuses et culturelles, et constituent un lieu de visite pour les résidents des zones urbaines et les touristes (Everard et al., 2010). La fréquentation d'un environnement côtier, considérée comme particulièrement saine, procure de nombreux bienfaits pour la santé physique, mentale et spirituelle (Gascon et al., 2017; Marselle et al., 2019). L'homme tisse un lien psychologique avec son environnement qui se traduit par des sentiments d'identité, d'appartenance à un lieu et de connexion avec la nature, associés à un sentiment de fierté que suscitent cet environnement et les propriétés revitalisantes de l'esthétique des paysages. Le lien physique, quant à lui, se manifeste dans les services tangibles, comme la nourriture, que l'environnement fournit aux populations (Biedenweg et al., 2016). Enfin, la société retire également des avantages des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses en raison des aspects économiques liés aux activités commerciales et industrielles caractéristiques des zones côtières urbanisées, qui fournissent des emplois et favorisent la gouvernance communautaire, et, partant, l'accès aux communications, la

participation de la communauté et la confiance dans la gestion (Biedenweg et al., 2016).

Les récifs et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses du monde entier revêtent tous la même importance pour les populations humaines. Ils participent indirectement au bien-être des populations humaines grâce aux nombreux services écosystémiques qu'ils fournissent, tels que la filtration de l'eau, la biodiversité, les biotechnologies, le cycle des nutriments, la séquestration du carbone, la protection du littoral et le soutien à la production primaire pélagique (Hoerter et al., 2020). Les nombreuses espèces d'intérêt biotechnologique qui y ont été étudiées récemment indique que ces habitats présentent un réel potentiel en matière de progrès scientifique et de développement économique (Park et al., 2019; Girão et al., 2019). Ces habitats abritent également des espèces d'intérêt économique, principalement des mollusques, des crustacés et des poissons qui, grâce à la pêche traditionnelle, constituent des sources de protéines et de revenus particulièrement importantes pour les communautés traditionnelles (voir, par exemple, Gelcich et al., 2019).

L'importance des services fournis par les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses pour le bien-être humain et l'économie explique la forte urbanisation et le tourisme dans les régions côtières, lesquels contribuent notablement à l'économie (Nitivattananon et Srinonil, 2019). Cependant, plus la population est nombreuse sur la côte, plus les impacts sur le littoral sont importants. Le contraste entre les zones plus vierges et celles plus polluées modifie les valeurs du tourisme et de la pêche récréative et artisanale (Qiang et al., 2019). Les côtes sablonneuses et rocheuses qui demeurent à leur état naturel et qui sont peu touchées constituent une importante attraction touristique, tant pour le calme que pour les loisirs comme la plongée (Drius et al., 2019). Des côtes propres et saines attirent de nombreux touristes, permettant le développement du secteur touristique d'une

région. Parallèlement, les côtes sablonneuses et rocheuses deviennent très vulnérables sous la pression des activités récréatives et touristiques, en raison de la contamination et de l'altération des habitats naturels de nombreux organismes due à l'introduction d'infrastructures artificielles (Strain et al., 2018; Drius et al., 2019). Les contrastes entre des littoraux plus vierges et d'autres plus pollués conduisent à des dynamiques contrastées des paysages marins et des destinations touristiques le long du littoral. Les modifications croissantes du littoral dues aux changements climatiques, à d'autres impacts anthropiques et à l'érosion sont susceptibles de modifier la dynamique du tourisme en entraînant une diminution du tourisme dans les zones affectées et une augmentation de celui-ci dans les zones peu touchées. Ces changements auront des conséquences sur les plans social, culturel, psychologique et économique pour les communautés côtières et les populations locales travaillant dans le secteur du tourisme et les secteurs associés (Jarratt et Davies, 2019; You et al., 2018).

Investir dans des plans de développement durable des zones côtières est susceptible d'apporter de multiples avantages économiques, sociaux et environnementaux, car la pression de l'urbanisation augmente à mesure que les populations cherchent à améliorer leur bien-être et à tirer profit des avantages des environnements côtiers. Les côtes rocheuses ne sont généralement pas exploitées directement, mais comme elles constituent l'un des paysages les plus visibles et les plus appréciés, les communautés locales se développent à proximité, avec des maisons souvent situées à moins de cent mètres du rivage. Les côtes boueuses sont des zones difficiles mais lucratives pour les promoteurs immobiliers, les investisseurs et les constructeurs privés, ce qui explique qu'elles soient souvent marquées par des excès en matière de construction, en particulier le non-respect des codes et normes en vigueur. Les côtes naturelles sont alors endommagées, notamment à la suite d'énormes glissements de terrain qui ont des conséquences négatives sur l'écosystème marin. Les côtes sablonneuses subissent quant à elles les répercussions négatives de

l'urbanisation, notamment la suppression de la végétation côtière, le nettoyage des terres ainsi que l'augmentation de l'instabilité lors de phénomènes extrêmes et de l'érosion, avec pour corollaire un affaiblissement de la protection du littoral (Defeo et al., 2009). La demande de logements côtiers est en outre à l'origine de la construction d'îles artificielles. Pourtant, le développement de ces sites dans de nombreuses régions s'est accéléré sans véritable prise en compte des impacts écologiques, tant sur les zones d'origine, où le sable est extrait à grande échelle comme matériau de construction, que sur les écosystèmes locaux, qui sont perturbés ou déplacés par les activités de construction (Rahman, 2017a, 2017b).

Les modifications du littoral, l'élévation du niveau de la mer, les phénomènes extrêmes et les activités touristiques entraînent un changement de la perception de l'environnement par les populations humaines et augmentent les conflits sociaux dans les zones côtières (Robinson et al., 2019; Whitney et Ban, 2019). La hauteur des vagues est sans doute bénéfique pour l'énergie houlomotrice, car elle permet d'augmenter la puissance, mais l'augmentation continue de la hauteur moyenne des vagues constitue une menace pour l'infrastructure physique des générateurs, qui repousse déjà les limites de l'endurance technique (Penalba et al., 2018).

La complexité des services écosystémiques fournis par les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses, les facteurs qui influencent ces environnements et le conflit entre l'utilisation et la conservation des ressources, ainsi que les avantages et les conséquences pour les populations humaines, soulignent l'importance du développement durable. Le système complexe que renferment les habitats ainsi que les possibilités et les difficultés liées à sa gouvernance illustrent l'importance de la planification spatiale marine pour soutenir et réglementer l'utilisation de ces environnements, ainsi que des objectifs du Programme de développement durable à l'horizon 2030, notamment l'objectif 14, auxquels il conviendrait d'ajouter des cibles visant spécifiquement à réduire les impacts sur les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses (Kidd et al., 2020; Borja et al., 2020).

4. Principaux changements et conséquences par région

Les informations concernant les régions arctique et australe de l'océan sont limitées, mais des changements ont été enregistrés dans d'autres régions. Le long des côtes de l'Atlantique Nord-Ouest, du Pacifique Nord-Est, de la mer du Nord et de la mer Noire, les facteurs océanographiques constituent un problème notable en raison de la perturbation des vagues (Voorhies et al., 2018), de l'affouillement de la glace (Scrosati et Ellrich, 2018) et de la fréquence croissante des phénomènes météorologiques extrêmes (Smale et Wernberg, 2013) qui ont un impact sur les côtes rocheuses intertidales, avec une modification du transport des sédiments, laquelle affecte à son tour les côtes boueuses et sablonneuses (Masselink et al., 2016) en augmentant l'érosion et les mouvements de blocs, ce qui peut modifier les communautés biologiques dans les zones exposées aux vagues (Petrovic et Guichard, 2008; Castelle et al., 2018). Les changements de la dynamique des vagues dans ces régions ont également des effets sur le couplage benthopélagique et le fonctionnement des écosystèmes (Griffiths et al., 2017) car ils exercent une influence sur l'approvisionnement en larves (Mazzuco et al., 2018), sur la matière organique (Massé Jodoin et Guichard, 2019), ainsi que sur les températures et les événements hypoxiques (Vaquer-Sunyer et Duarte, 2011).

Dans la partie nord-ouest de la mer Noire, les côtes sablonneuses se sont rétrécies ces dernières années dans la plupart des régions du littoral (Allenbach et al., 2015) et la végétation s'est étendue (Allenbach et al., 2015). Parallèlement, la profondeur des eaux du plateau continental près des embouchures du Danube et du Dniestr a diminué en raison de l'apport de sédiments fluviaux (Anton et al., 2017), ce qui a également entraîné la formation de dunes littorales dans certaines zones. En revanche, dans la partie orientale de la mer Noire, l'érosion du littoral est associée à une pénurie de sédiments dans les eaux fluviales, en raison des barrages et des travaux d'ingénierie (Kosyan et Velikova, 2016). Les côtes boueuses et rocheuses ont de fait subi une

érosion importante ces dernières décennies à la suite de glissements de terrain causés par des facteurs tant climatiques qu'anthropiques (Freiberg et al., 2010, 2011; Goryachkin, 2013; Tătui et al., 2019). Une accélération de l'érosion a été enregistrée sur les côtes adjacentes aux zones rurales, où il n'y a pas de brise-vagues, ainsi qu'autour de l'île des Serpents (Cherkez et al., 2006, 2020; Goryachkin, 2013). Tous ces facteurs, auxquels s'ajoutent les facteurs socioéconomiques liés à la surexploitation du littoral pour la construction et les activités récréatives et touristiques dans une logique d'accroissement des profits, ont de nombreuses conséquences sur le littoral (Goryachkin, 2013; Stanchev et al., 2013, 2018; Kucuksezgin et al., 2019).

Les facteurs océanographiques provoquent également une érosion côtière et une réduction de la superficie des côtes sablonneuses du littoral de l'Argentine et du Brésil dans l'Atlantique Sud-Ouest, ce qui a aussi des conséquences sur l'énergie de la houle et l'approvisionnement en larves en raison de l'augmentation de la fréquence des phénomènes extrêmes et des fronts froids (Mazzuco et al., 2015, 2018). Les changements dans l'érosion et les impacts sur le littoral nuisent à l'économie des communautés locales et modifient la façon dont celles-ci perçoivent les écosystèmes côtiers naturels de l'ensemble de la côte atlantique de l'Amérique du Sud (Bunicontro et al., 2015). Outre les facteurs constants, comme les changements dans la dynamique océanographique et leurs conséquences sur les habitats côtiers, les catastrophes environnementales constituent un problème notable dans l'Atlantique Sud-Ouest (Gil et al., 2019; Marcovecchio et al., 2019). Au cours des cinq dernières années, le Brésil a connu une marée noire qui a touché plus de 3 000 km de côtes, ainsi que deux catastrophes qui ont conduit au rejet de résidus miniers dans la zone côtière, occasionné des dommages à différents habitats, notamment des récifs et des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses, et affecté des communautés locales (Escobar, 2019; Soares et al., 2020). De telles catastrophes ont de

graves conséquences, aussi bien à l'échelle du temps que de l'espace, sur l'environnement, les services écosystémiques et les populations humaines, en particulier compte tenu des effets cumulés des facteurs océaniques et climatiques susceptibles de remettre en suspension les produits chimiques présents dans les sédiments des côtes sablonneuses et boueuses (Queiroz et al., 2018; Dadalto et al., 2019).

Dans la région de l'océan Indien, la construction d'îles artificielles a créé de nouveaux dangers pour la navigation locale du fait des installations non sécurisées destinées à empêcher l'érosion et les rejets sauvages de déchets (Rahman, 2017a) et de la présence de nouvelles structures qui ont modifié les routes menant aux zones de pêche (Rahman, 2017b). Les résultats de la première évaluation détaillée de l'impact environnemental d'un projet de construction d'îles artificielles en Malaisie ont conduit à une révision de la disposition prévue des nouvelles îles afin d'éviter la destruction par étouffement d'une prairie de phanérogames diversifiées (Williams, 2016; chap. 7G). Toutefois, les impacts environnementaux à long terme doivent être examinés en permanence.

Une étude mondiale montre que les côtes du Pacifique occidental et de l'Atlantique oriental sont des zones sensibles où se concentrent plusieurs polluants et sont affectées par le réchauffement climatique (Lu et al., 2018). Bien que de nombreux facteurs présents dans d'autres régions aient également une influence sur la côte du Pacifique, les changements climatiques ainsi que les événements océaniques et climatiques apparaissent comme

des problèmes majeurs dans le Pacifique oriental (Xiu et al., 2018). La côte est du Pacifique est l'un des écosystèmes marins les plus productifs en raison de la présence de systèmes de remontée d'eau, lesquels sont considérés comme le principal facteur de modification des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses, (Randall et al., 2020). Dans le Pacifique Nord, on s'attend à ce qu'une augmentation de l'intensité des remontées d'eau, associée à des vents littoraux plus forts dans la région côtière (Xiu et al., 2018), modifie le fonctionnement de l'écosystème des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses en raison des changements dans l'apport de nutriments et les conditions océanographiques. Dans le Pacifique Sud, les changements du système de courant de Humboldt exercent des influences variables sur les différents pays, comme une augmentation des vents favorables aux remontées d'eau au large du Chili et une diminution de ceux-ci au large du Pérou (Bertrand et al., 2019). La côte Pacifique est fortement touchée par El Niño et d'autres phénomènes météorologiques extrêmes susceptibles de devenir plus fréquents et d'avoir des conséquences sur le littoral et les services écosystémiques côtiers fournis par les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses (Bertrand et al., 2019). Les changements climatiques et leurs effets modifient la dynamique côtière naturelle des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses et les services qu'elles fournissent, notamment la pêche, l'aquaculture, l'érosion et le tourisme, en raison de l'augmentation de la fréquence des phénomènes extrêmes qui dépassent la sphère de l'expérience actuelle (Aguilera et al., 2019).

5. Perspectives

Dans un scénario de maintien du statu quo, les récifs et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses du monde entier seront touchés, entraînant une grave perte de services écosystémiques. On s'attend à ce que tous les problèmes s'aggravent considérablement à moyen terme (dans environ vingt ans) et que

des parties importantes des côtes naturelles soient perdues, ce qui aura des conséquences socioéconomiques et culturelles négatives. L'accroissement de la population sur les côtes entraîne une augmentation des polluants, des déchets et d'autres facteurs exerçant une influence sur les côtes sablonneuses, boueuses

et rocheuses. Le développement des infrastructures côtières et la mise en valeur des terres vont accélérer ce processus. À l'heure actuelle on en sait peu sur les impacts à long terme sur les côtes qu'auront les changements dans l'hydrodynamique, la biodiversité et les zones d'origine des matériaux de construction de ces infrastructures. Toutefois, si l'urbanisation côtière se développe sur la base de l'ingénierie bleue, cela offrira la possibilité de multiplier les initiatives durables (chap. 7A; Strain et al., 2018) et de sensibiliser le public à la valeur des écosystèmes et des systèmes socioécologiques côtiers en s'appuyant sur la connaissance des océans (Santoro et al., 2017; Fleming et al., 2019).

Il existe un lien direct entre les populations côtières et les services écosystémiques fournis par les récifs biogènes et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses, mais l'augmentation de la population et de l'utilisation des ressources environnementales pourrait avoir raison de la résilience des côtes. Dans le même temps, les changements climatiques augmenteront la fréquence et l'intensité des tempêtes atteignant les côtes (GIEC, 2018). D'un point de vue océanique, on s'attend à des changements des facteurs océaniques et climatiques (augmentation de l'énergie de la houle, de l'érosion, du transport de sédiments et de l'élévation du niveau de la mer), qui affecteront le littoral, notamment en réduisant la zone intertidale de certaines côtes (Herring et al., 2018). D'un point de vue intérieur, l'augmentation des précipitations perturbera le transport des sédiments et augmentera l'apport de nutriments, de contaminants et de polluants des milieux terrestres et d'eau douce vers les habitats côtiers (Lana et al., 2018). On s'attend à ce qu'une forte érosion touche de 13,6 % à 15,2 % (soit entre 36 097 et 40 511 km) des plages de sable du monde

entier d'ici à 2050, et de 35,7 % à 49,5 % (soit entre 95 061 et 131 745 km) d'ici la fin du siècle. Un certain nombre de pays pourraient donc être confrontés à de graves problèmes d'érosion des plages de sable d'ici la fin du siècle (Vousdoukas et al., 2020).

Les effets cumulés des changements climatiques et d'autres influences anthropiques continueront d'éprouver la biodiversité, les services écosystémiques et la santé environnementale. Ces facteurs de stress multiples et continus, selon le concept « Un monde, une santé » de l'Organisation mondiale de la Santé, influenceront le bien-être et la santé des êtres humains (Fleming et al., 2019). On peut également s'attendre à ce que l'augmentation des populations et des infrastructures côtières entraîne une augmentation des conflits culturels entre les communautés traditionnelles et autochtones du fait de la construction de villes plus grandes et du développement des activités industrielles. Dans différentes régions, l'aggravation de la contamination des ressources, la perte de biodiversité, les modifications du littoral et l'augmentation des conflits, associées à la perte des connaissances autochtones et traditionnelles, auront un impact économique négatif en raison de la diminution du tourisme et de l'augmentation des investissements nécessaires dans les secteurs de la santé, de l'économie et des infrastructures au niveau local. Des études menées dans certaines régions ont toutefois montré que la prise en compte des connaissances écologiques traditionnelles dans les processus de gouvernance permettrait de diminuer les conflits et de stimuler des changements durables et positifs (Stori et al., 2019; Van Assche et al., 2019). Il est en outre possible d'utiliser la gestion intégrée des bassins versants comme outil clé à l'appui de la gestion des systèmes marins côtiers (Henderson et al., 2020).

6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

Les connaissances relatives aux récifs biogènes et aux côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses ont progressé ces dernières

décennies, ce qui nous permet de mieux comprendre l'importance de ces habitats et les fonctions cruciales qu'ils remplissent. Les

nouvelles techniques d'imagerie et de modélisation par satellite fournissent en outre des données importantes relevant de divers domaines scientifiques, qui permettent de visualiser les changements et de détecter les zones à haut risque (Sagar et al., 2017; Mentaschi et al., 2018). Toutefois, certaines lacunes subsistent dans les connaissances actuelles. Malgré les récents progrès scientifiques, nous ne disposons que de trop peu d'informations pour anticiper avec précision des scénarios à moyen ou long terme. De plus, le niveau des connaissances et des données dont nous disposons est hétérogène à l'intérieur de nombreuses régions, comme dans le cas de l'Atlantique Sud, des Caraïbes et du Pacifique occidental. La plupart des données disponibles dans le monde entier proviennent d'analyses locales et régionales tandis que les données mondiales permettant un examen critique de la situation des habitats côtiers sont rares. Il existe toutefois une évaluation plus claire au niveau mondial en ce qui concerne les côtes sablonneuses, de sorte que des plans d'action peuvent être établis pour atténuer les impacts qu'elles subissent (Luijendijk et al., 2018; Vousdoukas et al., 2020). En revanche, aucune analyse à l'échelle mondiale de la biodiversité et des impacts liés aux récifs biogènes et aux côtes boueuses et rocheuses n'a été réalisée à ce jour. Compte tenu de l'augmentation des impacts sur ces côtes et du manque d'ensembles de données, il convient d'améliorer les protocoles scientifiques et de renforcer les capacités et les bases de données nécessaires pour établir une surveillance normalisée des indicateurs de biodiversité, du fonctionnement des écosystèmes et des facteurs environnementaux des récifs biogènes et des côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses à l'échelle mondiale. Actuellement, de nombreuses données scientifiques sont collectées au niveau local à l'aide de différents protocoles, ce qui exclut toute analyse régionale ou mondiale intégrée.

Il convient d'encourager des recherches interdisciplinaires, associant notamment les sciences naturelles et les sciences sociales, afin de produire des données scientifiques sur les dimensions humaines de l'environnement (McKinley et al., 2020), notamment en ce qui

concerne les récifs biogènes et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses. Compte tenu du large spectre et de l'interconnexion des disciplines liées à ces habitats, du fait de leur grande biodiversité et des multiples services écosystémiques qu'ils fournissent, notamment la présence humaine sur les côtes intertidales ainsi que tous les services économiques et sanitaires qui y sont liés, il convient de faire dialoguer entre elles sciences naturelles et sciences sociales pour promouvoir des solutions basées sur la nature, l'ingénierie bleue, la résilience des écosystèmes et le bien-être humain (McKinley et al., 2020; Stepanova et al., 2020). De meilleures connaissances sur les multiples facteurs de stress de ces habitats sont également nécessaires afin de mieux comprendre les effets de chaque facteur distinct ainsi que les effets résultant d'une synergie de ces facteurs. C'est à ce prix que nous pourrions améliorer la prise de décision en garantissant que les décisions que nous prenons reposent sur des faits scientifiques.

Il importe de renforcer les capacités dans le domaine scientifique par une coopération multisectorielle permettant d'examiner les questions scientifiques non seulement en fonction des lacunes scientifiques, mais aussi à la lumière des lacunes sociales, économiques et en matière de gestion (Lubchenco et al., 2019; Urban et al., 2020). Les décideurs et les responsables politiques ont besoin de recherches solides pour résoudre les problèmes pratiques liés à la gestion des ressources et de la biodiversité. L'aménagement de l'espace marin est un enjeu crucial dans ce cadre et constitue un excellent exemple de la manière dont les conflits dans les zones côtières et les impacts sur les récifs biogènes et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses peuvent être gérés sur la base d'une approche multipartite et interdisciplinaire en faveur du développement durable (Kidd et al., 2020). Nous devons également essayer de comprendre et d'intégrer la dimension humaine dans les recherches sur les récifs biogènes et les côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses, et accroître la communication et la sensibilisation par l'éducation aux océans (Santoro et al., 2017). Les habitats peuvent être utilisés comme un élément phare pour promouvoir

le rôle de la science dans la mise en œuvre de Programme de développement durable à l'horizon 2030, notamment son objectif n° 14. Améliorer les connaissances scientifiques sur la manière d'intégrer les dimensions humaines et naturelles dans les études sur les impacts et la conservation des récifs biogènes et des

côtes sablonneuses, boueuses et rocheuses favorisera l'émergence d'une science à même de soutenir les meilleures pratiques de gestion côtière basées sur un partenariat multipartite et sur la compréhension de l'importance de l'océan, des habitats côtiers et des multiples facteurs de stress auxquels ils sont soumis.

Références

- Aguilera, Moisés A., and others (2019). Chapter 29 – Chile: environmental status and future perspectives. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, ed. Charles Sheppard, pp. 673–702. Elsevier.
- Allenbach, Karin, and others (2015). Black Sea beaches vulnerability to sea level rise. *Environmental Science & Policy*, vol. 46, pp. 95–109.
- Anton, Catalin, and others (2017). An analysis of the coastal risks in the Romanian nearshore. *Mechanical Testing and Diagnosis*, vol. 7, No. 1, pp. 18–27.
- Barbier, Edward B., and others (2008). Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science*, vol. 319, No. 5861, pp. 321–323.
- Barboza, Francisco Rafael, and Omar Defeo (2015). Global diversity patterns in sandy beach macrofauna: a biogeographic analysis. *Scientific Reports*, vol. 5, No. 1, pp. 1–9.
- Bertrand, Arnaud, and others (2019). Climate change impacts, vulnerabilities and adaptations: Southwest Atlantic and Southeast Pacific marine fisheries. *Impacts of Climate Change on Fisheries and Aquaculture*, p. 325.
- Biedenweg, Kelly, and others (2016). A holistic framework for identifying human wellbeing indicators for marine policy. *Marine Policy*, vol. 64, pp. 31–37.
- Borja, Angel, and others (2020). Moving Toward an Agenda on Ocean Health and Human Health in Europe. *Frontiers in Marine Science*, vol. 7, art. 37.
- Bunicontro, M. Paula, and others (2015). The effect of coastal defense structures (mounds) on southeast coast of Buenos Aires province, Argentine. *Ocean & Coastal Management*, vol. 116, pp. 404–413.
- Castelle, Bruno, and others (2018). Increased winter-mean wave height, variability, and periodicity in the Northeast Atlantic over 1949–2017. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, No. 8, pp. 3586–3596.
- Cherkez, E.A., and others (2020). *Using of Landsat Space Images to Study the Dynamic of Coastline Changes in the Black Sea North-Western Part in 1983-2013. In XIXth International Conference Geoinformatics: Theoretical and Applied Aspects (11-14 May 2020), EAGE and AUAG, Kyiv, Ukraine.*
- Cherkez, E.A., and others (2006). Landslide protection of the historical heritage in Odessa (Ukraine). *Landslides*, vol. 3, No. 4, pp. 303–309.
- Dadalto, Maria Cristina, and others (2019). Changes perceived by traditional fishing communities after a major dam disaster in Brazil. *International Journal of Environmental Studies*, 1–9.
- Defeo, Omar, and others (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 81, No. 1, pp. 1–12.
- Drius, Mita, and others (2019). Tackling challenges for Mediterranean sustainable coastal tourism: An ecosystem service perspective. *Science of the Total Environment*, vol. 652, pp. 1302–1317.
- Dubois, Stanislas, and others (2009). Feeding response of the polychaete *Sabellaria alveolata* (*Sabellariidae*) to changes in seston concentration. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 376, No. 2, pp. 94–101.
- Elliott, Michael, and others (2019). A synthesis: what is the future for coasts, estuaries, deltas and other transitional habitats in 2050 and beyond? In *Coasts and Estuaries*, pp. 1–28. Elsevier.

- Ellis, J.I., and others (2017). Multiple stressor effects on marine infauna: responses of estuarine taxa and functional traits to sedimentation, nutrient and metal loading. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, art. 12013. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-12323-5>.
- Environmental Monitoring of the Black Sea (EMBLAS) (2019). 12-Months National Pilot Monitoring Studies in Georgia, Russian Federation and Ukraine, 2016-2017. In *Final Scientific Report*, J. Slobodnik and others, eds. European Commission and UNDP. http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2019/07/EMBLAS-II_NPMS_12_months-2016_2017_FinDraft2.pdf.
- Escobar, Herton (2019). Mystery oil spill threatens marine sanctuary in Brazil. *Science*, vol. 366, No. 6466, pp. 672–672. <https://doi.org/10.1126/science.366.6466.672>.
- Everard, Mark, and others Watts (2010). Have we neglected the societal importance of sand dunes? an ecosystem services perspective. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 20, No. 4, pp. 476–487.
- Firth, Louise B., and others (2016). Ocean sprawl: challenges and opportunities for biodiversity management in a changing world. In *Oceanography and Marine Biology*, pp. 201–278. CRC Press.
- Fleming, Lora E., and others (2019). Fostering human health through ocean sustainability in the 21st century. *People and Nature*, vol. 1, No. 3, pp. 276–83. <https://doi.org/10.1002/pan3.10038>.
- Freiberg, E., and others (2010). Some Peculiarities and Results of Explorations of Deformation Processes of The Rocks of Adzhalykskiy Firth Valley Slopes. In *ISRM International Symposium-6th Asian Rock Mechanics Symposium*. International Society for Rock Mechanics and Rock Engineering.
- Freiberg, E., and others (2011). The Impact of Structural-Tectonic and Lithogenous Peculiarities of the Rock Mass on the Formation and Development of Geo-Deformation Processes. In *12th ISRM Congress*. International Society for Rock Mechanics and Rock Engineering.
- Garratt, Matthew J., and others (2019). Mapping the consequences of artificial light at night for intertidal ecosystems. *Science of The Total Environment*, vol. 691, pp. 760–768.
- Gascon, Mireia, and others (2017). Outdoor blue spaces, human health and well-being: a systematic review of quantitative studies. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, vol. 220, No. 8, pp. 1207–1221.
- Gelcich, Stefan, and others (2019). Comanagement of small-scale fisheries and ecosystem services. *Conservation Letters*, vol. 12, No. 2, e12637. <https://doi.org/10.1111/conl.12637>.
- Gil, Mónica Noemí, and others (2019). Southern Argentina: The Patagonian Continental Shelf. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, pp. 783–811. Elsevier.
- Girão, Mariana, and others (2019). Actinobacteria isolated from *Laminaria ochroleuca*: A source of new bioactive compounds. *Frontiers in Microbiology*, vol. 10, art. 683.
- Goryachkin, Yuri N. (2013). Ukraine. In *Coastal Erosion and Protection in Europe*, Enzo Pranzini and Allan Williams, eds., pp. 413–426. London: Routledge.
- Griffiths, Jennifer R., and others (2017). The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 6, pp. 2179–96. <https://doi.org/10.1111/gcb.13642>.
- Hawkins, Stephen J., and others (2019). *Interactions in the Marine Benthos*. vol. 87. Cambridge University Press.
- Henderson, C.J., and others (2020). Landscape transformation alters functional diversity in coastal seascapes. *Ecography*, vol. 43, pp.138–148.<https://doi.org/10.1111/ecog.04504>.
- Herring, Stephanie C., and others (2018). Explaining extreme events of 2016 from a climate perspective. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 99, No. 1, pp. S1–S157.
- Hoerterer, Christina, and others (2020). Stakeholder perspectives on opportunities and challenges in achieving sustainable growth of the blue economy in a changing climate. *Frontiers in Marine Science*.
- Huang, D.W., and K. Roy (2015). The future of evolutionary diversity in reef corals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370, 20140010.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2018). *Special Report on Global Warming of 1.5°C (SR1.5)*.

- Ivkić, Angelina, and others (2019). The potential of large rafting objects to spread Lessepsian invaders: the case of a detached buoy. *Biological Invasions*, vol. 21, No. 6, pp. 1887–1893.
- Jarratt, David, and Nick J. Davies (2019). Planning for climate change impacts: coastal tourism destination resilience policies. *Tourism Planning & Development*, 1–18.
- Kermagoret, Charlène, and others (2019). How does eutrophication impact bundles of ecosystem services in multiple coastal habitats using state-and-transition models. *Ocean & Coastal Management*, vol. 174, pp. 144–153.
- Kidd, Sue, and others (2020). Marine spatial planning and sustainability: examining the roles of integration-scale, policies, stakeholders and knowledge. *Ocean & Coastal Management*, vol. 191, p. 105182.
- Kim, Tae Won, and others (2018). Effect of Mudflat Trampling on Activity of Intertidal Crabs. *Ocean Science Journal*, vol. 53, No. 1, pp. 101–6. <https://doi.org/10.1007/s12601-018-0004-4>.
- Kosyan, R. D., and V. N. Velikova (2016). Coastal zone – Terra (and aqua) incognita – Integrated Coastal Zone Management in the Black Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 169, pp. A1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.11.016>.
- Kovalova, N., and others (2010). Long-term changes of bacterioplankton and chlorophyll a as indicators of changes of north-western part of the Black Sea ecosystem during the last 30 years. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, vol. 11, No. 1, pp. 191–198.
- Krelling, Allan Paul, and Alexander Turra (2019). Influence of oceanographic and meteorological events on the quantity and quality of marine debris along an estuarine gradient. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 139, pp. 282–98. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.049>.
- Kucuksezgin, Filiz, and others (2019). Chapter 12 - The Coasts of Turkey. In *World Seas: An Environmental Evaluation (Second Edition)*, ed. Charles Sheppard, pp. 307–32. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805068-2.00015-2>.
- Lana, Paulo da Cunha, and others (2018). Benthic estuarine assemblages of the Southeastern Brazil Marine Ecoregion (sbme). In *Brazilian Estuaries: A Benthic Perspective*, Paulo da Cunha Lana and Angelo Fraga Bernardino, eds., pp. 117–75. Cham, Switzerland: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_5.
- Le Duff, M., and others (2017). Coastal Erosion Monitoring on Ouvea Island (New Caledonia): Involving the Local Community in Climate Change Adaptation. In *Climate Change Adaptation in Pacific Countries*, pp. 255–268. Springer.
- Leite, Lucas G., and others (2012). Abundance of biofilm on intertidal rocky shores: Can trampling by humans be a negative influence? *Marine Environmental Research*, vol. 79, pp. 111–115.
- Liu, Jinming, and others (2018). Literature review of coral concrete. *Arabian Journal for Science and Engineering*, vol. 43, No. 4, pp. 1529–1541.
- Lu, Yonglong, and others (2018). Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environmental Pollution*, vol. 239, pp. 670–80. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.016>.
- Lubchenco, Jane, and others (2019). Connecting science to policymakers, managers, and citizens. *Oceanography*, vol. 32, No. 3, pp. 106–115.
- Luijendijk, Arjen, and others (2018). The State of the World's Beaches. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 6641. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-24630-6>.
- Maggi, Elena, and L. Benedetti-Cecchi (2018). Trophic compensation stabilizes marine primary producers exposed to artificial light at night. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 606, pp. 1–5.
- Marcovecchio, Jorge E., and others (2019). The Northern Argentine Sea. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, ed. Charles Sheppard, pp. 759–781. Elsevier.
- Marselle, Melissa R., and others (2019). Review of the Mental Health and Well-being Benefits of Biodiversity. In *Biodiversity and Health in the Face of Climate Change*, Melissa R. Marselle and others, eds.,

- pp. 175–211. Cham, Switzerland: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-02318-8_9.
- Martinez, Aline S., and others (2019). Functional responses of filter feeders increase with elevated metal contamination: Are these good or bad signs of environmental health? *Marine Pollution Bulletin*, vol. 149, p. 110571.
- Massé Jodoin, Julien, and Frédéric Guichard (2019). Non-resource effects of foundation species on meta-ecosystem stability and function. *Oikos*, vol. 128, No. 11, pp. 1613–1632.
- Masselink, Gerd, and others (2016). Extreme wave activity during 2013/2014 winter and morphological impacts along the Atlantic coast of Europe. *Geophysical Research Letters*, vol. 43, No. 5, pp. 2135–43. <https://doi.org/10.1002/2015GL067492>.
- Mazzuco, Ana Carolina de Azevedo, and others (2015). Temporal variation in intertidal community recruitment and its relationships to physical forcings, chlorophyll-a concentration and sea surface temperature. *Marine Biology*, vol. 162, No. 9, pp. 1705–1725.
- Mazzuco, Ana Carolina de Azevedo, and others (2018). The influence of atmospheric cold fronts on larval supply and settlement of intertidal invertebrates: Case studies in the Cabo Frio coastal upwelling system (SE Brazil). *Journal of Sea Research*, vol. 137, pp. 47–56.
- McKinley, E., and others (2020). Marine social sciences: looking towards a sustainable future. *Environmental Science & Policy*.
- Medinets, S., and V. Medinets (2010). Results of investigations of atmospheric pollutants fluxes in Zmeiny Island in Western part of the Black Sea in 2003-2007 years. *Journal of Environmental Protection and Ecology*, vol. 11, No. 3, pp. 1030–1036.
- Medinets, Sergiy (2014). The black sea nitrogen budget revision in accordance with recent atmospheric deposition study. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 14, No. 5, pp. 981–992.
- Medinets, Sergiy, and Volodymyr Medinets (2012). Investigations of atmospheric wet and dry nutrient deposition to marine surface in western part of the Black Sea. *Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 12, No. 5, pp. 497–505.
- Mendez, María M., and others (2017). Effects of recreational activities on Patagonian rocky shores. *Marine Environmental Research*, vol. 130, pp. 213–220.
- Mentaschi, Lorenzo, and others (2018). Global long-term observations of coastal erosion and accretion. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, pp. 1–11.
- Narayan, Siddharth, and others (2016). The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences. *PloS One*, vol. 11, No. 5.
- Nicholls, R., and others (2007). Coastal systems and low-lying areas. In *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*, Martin Parry and others, eds., pp. 315–357. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press.
- Nitivattananon, Vilas, and Sirinapha Srinonil (2019). Enhancing coastal areas governance for sustainable tourism in the context of urbanization and climate change in eastern Thailand. *Advances in Climate Change Research*, vol. 10, No. 1, pp. 47–58.
- O’Gorman, Eoin J., and others (2012). Multiple anthropogenic stressors and the structural properties of food webs. *Ecology*, vol. 93, No. 3, pp. 441–48. <https://doi.org/10.1890/11-0982.1>.
- Oelsner, Gretchen P., and Edward G. Stets (2019). Recent trends in nutrient and sediment loading to coastal areas of the conterminous us: insights and global context. *Science of the Total Environment*, vol. 654, pp. 1225–1240.
- Osorio-Cano, Juan D., and others (2019). Ecosystem management tools to study natural habitats as wave damping structures and coastal protection mechanisms. *Ecological Engineering*, vol. 130, pp. 282–295.
- Pardal-Souza, André Luiz, and others (2017). Shading impacts by coastal infrastructure on biological communities from subtropical rocky shores. *Journal of Applied Ecology*, vol. 54, No. 3, pp. 826–835.

- Park, Hae-Ryung, and others (2019). Transcriptomic response of primary human airway epithelial cells to flavoring chemicals in electronic cigarettes. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, pp. 1–11.
- Penalba, Markel, and others (2018). Wave energy resource variation off the west coast of Ireland and its impact on realistic wave energy converters' power absorption. *Applied Energy*, vol. 224, pp. 205–219.
- Petrovic F., and F. Guichard (2008). Scales of *Mytilus* spp. population dynamics: importance of adult displacement and aggregation. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 356, pp. 203–14.
- Pinsky, Malin L., and others (2019). Greater vulnerability to warming of marine versus terrestrial ectotherms. *Nature*, vol. 569, No. 7754, pp. 108–11. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1132-4>.
- Poloczanska, Elvira S., and others (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, vol. 3, No. 10, pp. 919–25. <https://doi.org/10.1038/nclimate1958>.
- Qiang, Mengmeng, and others (2019). Loss of tourism revenue induced by coastal environmental pollution: a length-of-stay perspective. *Journal of Sustainable Tourism*, vol. 28, No. 4, pp. 550–567.
- Queiroz, Hermano M., and others (2018). The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination? *Science of the Total Environment*, vol. 637, pp. 498–506.
- Rahman, Serina (2017a). *Johor's Forest City Faces Critical Challenges*. Trends in Southeast Asia 3. ISEAS Yusof Ishak Institute.
- _____ (2017b). *The Socio-Cultural Impacts of Forest City*. ISEAS Yusof Ishak Institute. <http://hdl.handle.net/11540/7217>.
- Randall, Carly J., and others (2020). Upwelling buffers climate change impacts on coral reefs of the eastern tropical Pacific. *Ecology*, vol. 101, No. 2. e02918. <https://doi.org/10.1002/ecy.2918>.
- Rangel-Buitrago, N., and G. Anfuso (2009). Assessment of coastal vulnerability in La Guajira Peninsula, Colombian Caribbean Sea. *Journal of Coastal Research*, pp. 792–796.
- Rilov, Gil and others (2019). Adaptive marine conservation planning in the face of climate change: what can we learn from physiological, ecological and genetic studies? *Global Ecology and Conservation*, vol. 17, e00566. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00566>.
- Robinson, Danielle, and others (2019). Community perceptions link environmental decline to reduced support for tourism development in small island states: a case study in the Turks and Caicos Islands. *Marine Policy*, vol. 108, art. 103671.
- Rodríguez-Revelo, Natalia, and others (2018). Environmental services of beaches and coastal sand dunes as a tool for their conservation. In *Beach Management Tools - Concepts, Methodologies and Case Studies*, Camilo M. Botero, and others, eds., pp. 75–100. Cham, Switzerland: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58304-4_5.
- Sagar, Stephen, and others (2017). Extracting the intertidal extent and topography of the Australian coastline from a 28 year time series of Landsat observations. *Remote Sensing of Environment*, vol. 195, pp. 153–169.
- Santoro, Francesca and others (2017). *Ocean Literacy for All - A Toolkit*.
- Sardain, Anthony, and others (2019). Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. *Nature Sustainability*, vol. 2, No. 4, pp. 274–282.
- Schlacher, Thomas A., and Luke Thompson (2012). Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean-exposed sandy shores. *Biological Conservation*, vol. 147, No. 1, pp. 123–132.
- Scrosati, Ricardo A., and Julius A. Ellrich (2018). Benthic-pelagic coupling and bottom-up forcing in rocky intertidal communities along the Atlantic Canadian coast. *Ecosphere*, vol. 9, No. 5, e02229. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2229>.
- Seebens, Hanno, and others (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, vol. 8, No. 1, art. 14435. <https://doi.org/10.1038/ncomms14435>.
- Smale, Dan A., and Thomas Wernberg (2013). Extreme climatic event drives range contraction of a habitat-forming species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 280, No.1754. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2829>.

- Snigirov, Sergey, and others (2012). The fish community in Zmiinyi Island waters: structure and determinants. *Marine Biodiversity*, vol. 42, No. 2, pp. 225–239.
- Soares, Marcelo de Oliveira, and others (2020). Oil spill in South Atlantic (Brazil): Environmental and governmental disaster. *Marine Policy*, vol. 115, art. 103879.
- Stanchev, Hristo, and others (2018). Analysis of shoreline changes and cliff retreat to support Marine Spatial Planning in Shabla Municipality, Northeast Bulgaria. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, pp. 127–40. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.06.011>.
- Stanchev, Hristo, and others (2013). Integrating GIS and high resolution orthophoto images for the development of a geomorphic shoreline classification and risk assessment—a case study of cliff/bluff erosion along the Bulgarian coast. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 17, No. 4, pp. 719–28. <https://doi.org/10.1007/s11852-013-0271-2>.
- Stepanova, Olga, and others (2020). Understanding mechanisms of conflict resolution beyond collaboration: an interdisciplinary typology of knowledge types and their integration in practice. *Sustainability Science*, vol. 15, No. 1, pp. 263–279.
- Stori, Fernanda Terra, and others (2019). Traditional ecological knowledge supports ecosystem-based management in disturbed coastal marine social-ecological systems. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 571. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00571>.
- Strain, Elisabeth M.A., and others (2018). Eco-engineering urban infrastructure for marine and coastal biodiversity: Which interventions have the greatest ecological benefit? *Journal of Applied Ecology*, vol. 55, No. 1, pp. 426–41. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12961>.
- Tătui, Florin, and others (2019). The Black Sea coastline erosion: index-based sensitivity assessment and management-related issues. *Ocean & Coastal Management*, vol. 182, art. 104949.
- Teixeira, I.G., and others (2018). Response of phytoplankton to enhanced atmospheric and riverine nutrient inputs in a coastal upwelling embayment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 210, pp. 132–141.
- Underwood, Charlotte N., and others (2017). Artificial light at night alters trophic interactions of intertidal invertebrates. *Journal of Animal Ecology*, vol. 86, No. 4, pp. 781–789.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Urban, Edward R., and others (2020). The importance of bottom-up approaches to international cooperation in ocean science. *Oceanography*, vol. 33, No. 1, pp. 11–15.
- Van Assche, Kristof, and others (2019). Governance and the coastal condition: towards new modes of observation, adaptation and integration. *Marine Policy*, vol. 112. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.01.002>.
- Vaquer-Sunyer, Raquel, and Carlos M. Duarte (2011). Temperature effects on oxygen thresholds for hypoxia in marine benthic organisms. *Global Change Biology*, vol. 17, No. 5, pp. 1788–97. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02343.x>.
- Voorhies, Kristen J., and others (2018). Longstanding signals of marine community structuring by winter storm wave-base. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 603, pp. 135–146.
- Vousdoukas, Michalis I., and others (2020). Sandy coastlines under threat of erosion. *Nature Climate Change*, vol. 10, No. 3, pp. 260–63. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0697-0>.
- Wang, Aiguo, and others (2018). The development of coral concretes and their upgrading technologies: a critical review. *Construction and Building Materials*, vol. 187, pp. 1004–1019.
- Whitney, Charlotte K., and Natalie C. Ban (2019). Barriers and opportunities for social-ecological adaptation to climate change in coastal British Columbia. *Ocean & Coastal Management*, vol. 179, art. 104808.
- Williams, Joseph Marcel R. (2016). Evaluating the diverse impacts of megaprojects: the case of Forest City in Johor, Malaysia. PhD Thesis, Massachusetts Institute of Technology. <https://dspace.mit.edu/handle/1721.1/105036>.

- Xiu, Peng, and others (2018). Future changes in coastal upwelling ecosystems with global warming: The case of the California Current System. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 2866.
- You, Soojin, and others (2018). Coastal landscape planning for improving the value of ecosystem services in coastal areas: using system dynamics model. *Environmental Pollution*, vol. 242, pp. 2040–2050.
- Zhai, Tianlin, and others (2020). Assessing ecological risks caused by human activities in rapid urbanization coastal areas: towards an integrated approach to determining key areas of terrestrial-oceanic ecosystems preservation and restoration. *Science of The Total Environment*, vol. 708, art. 135153.

Chapitre 7C

Atolls et lagons

Contributeurices et contributeurs : Colin D. Woodroffe (organisateur de l'équipe de rédaction), Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), David Obura, Fernanda de Oliveira Lana et Arthur P. Webb.

Principales observations

- La santé des atolls et des lagons et la pérennité des communautés qui en dépendent pour leur subsistance sont mises à mal par un grand nombre de contraintes et de facteurs de stress environnementaux, souvent exacerbés par les actions humaines.
- Les îles des atolls et autres récifs coralliens, de faible altitude, sont très vulnérables aux effets des changements climatiques, en particulier à l'élévation du niveau de la mer. Chaque île est susceptible de réagir différemment.
- Les changements climatiques menacent les écosystèmes des récifs coralliens, ce qui a des conséquences sur l'habitabilité des îles. Le blanchissement du corail, l'érosion et l'inondation des îles, la dissolution du carbonate et les effets des phénomènes extrêmes, tels que les tempêtes tropicales, sont des phénomènes particulièrement lourds de conséquence.
- Les atolls urbains développés sont de plus en plus dépendants de solutions techniques, qui doivent intégrer des options « dures » et « vertes/bleues » pour éviter des impacts involontaires, alors que les communautés insulaires rurales moins peuplées dépendent de la santé, de la productivité et du fonctionnement des écosystèmes marins et côtiers environnants.

1. Introduction

Les récifs coralliens tropicaux de faible altitude et les atolls, avec leurs systèmes lagunaires associés, sont des entités géologiquement jeunes qui se sont formées au cours des derniers millénaires. Leur formation et leur maintien sont limités par le niveau de la mer, la production biologique de sédiments de carbonate de calcium, et les conditions océaniques et atmosphériques qui retravaillent, transportent et redéposent ces sédiments. Les îles sont dispersées, et souvent très isolées, sur des mers avec des formations de récifs. Leurs caractéristiques communes sont qu'elles sont de faible altitude, de faible étendue et exposées aux conditions marines environnantes. Elles offrent un potentiel agricole marginal et des ressources en eau douce limitées aux communautés de subsistance qui y vivent et qui sont extrêmement tributaires des récifs environnants pour leur sécurité alimentaire quotidienne. Les écosystèmes marins et côtiers associés, notamment les herbiers marins, les mangroves et la végétation terrestre, sont également importants pour la stabilité et les services agroécologiques dont dépendent les communautés locales.

Les atolls et les lagons n'ont pas été évalués spécifiquement dans la première Évaluation

mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017b), bien que le chapitre 7 (Nations Unies, 2017a) ait décrit la production de carbonate et sa contribution aux sédiments côtiers, et que les atolls aient été mentionnés dans d'autres chapitres. Dans la présente Évaluation, le chapitre 7D, sur les récifs coralliens tropicaux et subtropicaux, est particulièrement pertinent, et le chapitre 7G, sur les herbiers marins, contient des informations complémentaires.

Une étude récente a conclu que 439 paysages pourraient être classés comme atolls dans le monde (Goldberg, 2016). Il existe 268 atolls avec des îles récifales associées, mais le présent chapitre prend en compte les cayes de sable et les motus de galets sur d'autres récifs coralliens, qui se comportent de la même manière que les îles qui se forment sur les bords des atolls. Les atolls sont les plus nombreux dans l'océan Pacifique (84 % du total, en incluant la mer de Chine méridionale et les archipels indonésiens et philippins); environ 13 % se trouvent dans l'océan Indien et moins de 3 % dans les Caraïbes (Goldberg, 2016). La Polynésie française compte 83 atolls (près de 20 % du total mondial). Tabiteuea, un système d'atoll unique, compte une cinquantaine d'îles désignées le long de sa bordure orientale.

L'atoll das Rocas est le seul atoll de l'Atlantique Sud et c'est une unité de conservation brésilienne entièrement protégée (Pereira et al., 2010; Soares et al., 2011). Les archipels des Maldives et de Lakshadweep contiennent la plupart des formations d'atolls de l'océan Indien, le reste n'étant constitué que d'atolls isolés (par exemple, Aldabra et Glorieuses).

La formation des atolls et des îles associées a été expliquée pour la première fois par Charles Darwin (Darwin, 1874). Une île volcanique émergente finit par s'affaisser, jusqu'à être complètement submergée, et développe un anneau de récifs en carbonate de calcium construit par les coraux et les organismes associés, ne laissant finalement derrière elle qu'un anneau de récifs d'atoll et une lagune centrale. Les îles récifales se forment lorsque les anneaux récifaux émergent au-dessus des marées les plus hautes et que les conditions sont favorables. Ils sont entièrement composés des restes de squelettes calcaires d'organismes récifaux, y compris le corail décomposé en blocs, pierres, galets et sable, et d'autres organismes, tels que foraminifères, mollusques et algues coralliennes. L'expansion et la persistance des îles dépendent de

la production continue de sédiments récifaux pour contrebalancer l'érosion continue par les vagues, les courants et le vent.

Les îles récifales semblent s'être formées sur de nombreux atolls à la suite d'une légère baisse du niveau de la mer à partir d'un haut niveau au milieu de l'Holocène, permettant l'accumulation de sédiments récifaux. Les îles récifales habitées sont généralement plus grandes, possèdent des zones intérieures où des sols et une végétation plus complexes se sont développés et disposent de ressources en eau douce plus fiables. La colonisation par les êtres humains aurait eu lieu peu après la formation des îles (Nunn, 2016; Allen et al., 2016). L'utilisation humaine intensive de ces écosystèmes complexes entraîne leur dégradation. Les atolls sans îles ou les îles inhabitables ont une valeur écologique considérable et représentent les habitats de récifs coralliens les plus sains, les moins perturbés et les plus résilients (Riegl et al., 2012; Donner et Carilli, 2019). Un déclin de la santé ou de la productivité des récifs menace la persistance de ces écosystèmes et des communautés qui en dépendent.

2. Changements observés dans l'état des atolls et des lagons

2.1. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020

Érosion des îles. L'érosion des littoraux des îles a souvent été attribuée à l'élévation du niveau de la mer, bien qu'il soit difficile de prouver un lien entre les deux. Les études démontrent la variabilité des réponses selon que l'on considère des îles individuelles ou des atolls entiers (Ford et Kench, 2015), et les fluctuations à court terme masquent souvent les véritables signaux à long terme (Mann et al., 2016; Ryan et al., 2016; Nunn et al., 2017, 2019). Dans les îles Salomon, plusieurs îles ont disparu, mais le déplacement d'autres îles en réponse à l'activité des vagues indique qu'il

ne s'agit pas simplement d'un ennoyage dû à l'élévation du niveau de la mer (Albert et al., 2016, 2017). Des variations de la position du littoral ont été enregistrées sur de nombreuses îles de l'océan Indien (Hamylton et East, 2012; Purkis et al., 2016; Testut et al., 2016) et beaucoup se sont accrues, et semblent susceptibles de continuer à s'accroître à l'avenir (Beetham et al., 2017). Dans l'océan Pacifique, des changements relativement insignifiants ont été observés sur les atolls des Tuamotu, où le rôle du niveau de la mer semble avoir été relativement mineur, comparé à celui du régime climatique, de l'apport sédimentaire et des impacts anthropiques sur la stabilité du littoral (Le Cozannet et al., 2013; Duvat et Pillet, 2017). Aux Tuvalu, la superficie des îles

récifales de l'atoll de Funafuti a augmenté, en partie à cause des cyclones tropicaux (Kench et al., 2015; McLean et Kench, 2015), et le changement du littoral pour les 101 îles des Tuvalu a montré une augmentation de la superficie terrestre dans huit des neuf atolls au cours des quatre dernières décennies (Kench et al., 2018). Cependant, les récents impacts sur le littoral suite au cyclone tropical Pam en mars 2015 ont provoqué un recul important du littoral dans certaines îles des Tuvalu, mettant en évidence la grande variabilité des effets des perturbations tropicales sur les îles. Une analyse des données disponibles, couvrant 30 atolls de l'océan Pacifique et Indien, incluant 709 îles, a révélé qu'aucun atoll n'avait perdu de superficie globale et que 88,6 % des îles qui s'y trouvaient étaient stables ou avaient vu leur superficie augmenter, alors que seulement 11,4 % s'étaient contractées (Duvat, 2018).

Inondation des îles récifales. L'accent a été mis de manière disproportionnée sur les inondations des îles récifales et la récurrence accrue des inondations nuisibles (Ford et al., 2018). Un modèle d'élévation numérique détaillé de la topographie d'atoll développé pour l'atoll de Majuro, utilisant des photographies prises par des drones, a permis de prendre en compte de manière exhaustive les erreurs potentielles lors de la cartographie de la vulnérabilité de l'atoll aux inondations futures (Gesch et al., 2020).

Climat modifié des vagues. Les conditions des vagues peuvent changer avec l'élévation du niveau de la mer (Esteban et al., 2018; Costa et al., 2019). L'augmentation de l'enneigement est anticipée pour de nombreuses îles récifales (Storlazzi et al., 2015), et des analyses récentes ont déduit que la plupart des atolls pourraient être inhabitables d'ici les années 2050 (Storlazzi et al., 2018). Les îles récifales risquent de devenir plus minces et plus longues, avec une augmentation de la montée des eaux et des inondations à l'intérieur des terres (Shope et al., 2016, 2017). Les impacts peuvent être influencés par les dimensions des récifs adjacents et les modèles de transport de sédiments sur le littoral (Quataert et al., 2015; Shope et Storlazzi, 2019), avec une

salinisation des eaux souterraines (Oberle et al., 2017).

Dégradation des récifs. On estime que les récifs coralliens couvrent 0,5 % des océans, soit environ 1 500 000 km² (Leão et al., 2008). On estime également que plus de 30 % des récifs sont déjà gravement endommagés et qu'environ 60 % des zones récifales seront totalement dégradées dans les prochaines décennies, en raison des actions anthropiques, notamment la surpêche, la pollution marine et les changements climatiques mondiaux (Gherardi et Bosence, 2005; Pereira et al., 2010). Le réchauffement des eaux de surface tropicales provoque un blanchissement généralisé et plus fréquent des coraux à l'échelle mondiale (Eakin et al., 2019), phénomène qui est abordé au chapitre 7D. La période 2014-2017 a été marquée par une succession sans précédent d'années de chaleur record, coïncidant avec le phénomène de blanchissement du corail le plus grave, le plus étendu et le plus durable jamais enregistré à l'échelle mondiale (Eakin et al., 2019). Le blanchissement des récifs des atolls a été enregistré dans l'ensemble des tropiques (Marshall et al., 2017; Head et al., 2019).

Pollution des lagons. L'utilisation intensive des écosystèmes lagunaires entraîne la pollution de l'eau et la dégradation des écosystèmes. Des études menées aux Tuvalu ont identifié les eaux usées domestiques comme la principale source de pollution et ont enregistré une contamination des sédiments par des métaux lourds (Fujita et al., 2013, 2014).

Implications écologiques. Les atolls isolés et inhabités ou peu habités peuvent être des lieux d'une valeur écologique unique. Les changements climatiques et les pressions liées à l'élévation du niveau de la mer menacent l'écologie unique et la survie de ces îles ainsi que de plusieurs espèces potentiellement menacées ou en voie de disparition. (Gillespie et al., 2008). Par exemple, dans les îles Phoenix, éloignées et pour la plupart inhabitées, les cycles de mortalité et de régénération des coraux après des vagues de chaleur de plus en plus fortes pourraient finir par s'interrompre, en dépit d'une gestion active (Rotjan et al., 2014). Les cyclones peuvent avoir des effets dévastateurs sur des habitats essentiels des

petites îles, posant un défi majeur aux espèces vulnérables sur le long terme (Huang et al., 2017). Les menaces climatiques peuvent également intensifier les pressions locales sur les îles qui sont plus exposées aux pressions humaines; par exemple des espèces envahissantes peuvent faire face à une résistance plus faible dans les zones subissant les effets des changements climatiques (Russell et al., 2017) ou bien des maladies peuvent se propager, comme la maladie de la perte de tissu corallien dans les Caraïbes (Aeby et al., 2019).

2.2. Facteurs, pressions, impacts et réponses associés aux changements

Les interactions entre les îles, les courants dominants et les régimes de vagues qui les affectent, ainsi que les caractéristiques géomorphologiques de subsidence ou soulèvement, nécessitent une surveillance mondiale globale de la morphologie des îles et de son évolution. Des études de modélisation de l'atoll des Rocas laissent penser que l'action accrue des vagues due à la réfraction causée par une légère élévation du niveau de la mer pourrait expliquer les changements planimétriques et volumétriques des îles récifales (Costa et al., 2017, 2019).

Les récifs coralliens des mers chaudes peu profondes se développent verticalement et, dans certaines circonstances, les taux d'accrétion peuvent dépasser les taux actuels d'élévation du niveau de la mer (Perry et al., 2015a, 2015b). Toutefois, la baisse progressive du niveau de la mer au cours des 2 000 dernières années a stoppé la croissance des coraux sur les récifs de la zone indo-pacifique (Harris et al., 2015). Les îles individuelles seront soumises au schéma local du changement relatif du niveau de la mer, avec des variations subtiles dues à des facteurs océanographiques et géophysiques (Pfeffer et al., 2017). Des reconstitutions climatiques et environnementales marines sur différentes échelles de temps, interprétées à partir de coraux massifs à longue durée de vie qui contiennent des archives géochimiques rétrospectives, sont désormais

possibles (Dassié et Linsley, 2015; Evangelista et al., 2018).

La quantification des taux de production de carbonate, ainsi que les estimations de l'érosion et de l'enlèvement des sédiments, donnent un aperçu du bilan des sédiments des récifs (Perry et al., 2016, 2017a; Hamylton et al., 2016; Morgan et Kench, 2017). La production de sédiments contribue au remplissage progressif des lagons. Par exemple, le pâturage des récifs par les poissons-perroquets produit des sédiments fins (Perry et al., 2015b; Yarlett et al., 2018), qui sont complétés près des côtes continentales par des sédiments terrigènes (Perry et al., 2017b). Les bilans sédimentaires ont rarement été calculés pour les îles récifales; ils dépendent de la production biogénique d'une série d'organismes récifaux (Morgan et Kench, 2016). Les différentes îles récifales peuvent se trouver à différents stades de développement, à savoir : nucléation, croissance, stable, décroissance, relique ou disparition (Garcin et al., 2016). Les petites îles de sable composées de fragments de corail fraîchement déposés manquent de sol et sont moins aptes à assurer les moyens de subsistance des êtres humains que les îles plus anciennes et plus établies (Connell, 2015).

Les îles récifales sont des systèmes fragiles susceptibles d'être dévastés par des phénomènes climatiques extrêmes, en particulier les tempêtes tropicales. En 2017, les ouragans Maria et Irma ont causé d'importants dégâts et fait de nombreuses victimes dans de nombreuses îles des Caraïbes et, en 2018, le cyclone tropical Gita a frappé les îles du Pacifique d'Eua et de Tongatapu, touchant 80 % de la population des Tonga et entraînant la destruction de bâtiments, de récoltes et d'infrastructures (Magnan et al., 2019). Le cyclone Idai, dans l'océan Indien occidental, a été l'un des plus forts jamais enregistrés dans la région, entraînant le deuxième plus lourd bilan humain. Ces phénomènes à haute énergie laissent des impacts morphologiques durables qui peuvent affecter les îles récifales pendant plusieurs années (Jeanson et al., 2014; Kayanne et al., 2016). L'augmentation de la proportion de cyclones très intenses depuis 1975 est attribuée au réchauffement (Holland et Bruyere, 2014)

et devrait se poursuivre à l'avenir (Walsh et al., 2016). Si l'on ajoute à cela la croissance démographique et le développement des infrastructures sur les îles, qui induit une plus grande exposition, les effets catastrophiques des cyclones sur les îles ne peuvent que s'aggraver. Les îles sont également vulnérables aux marées et aux niveaux d'eau exceptionnellement élevés attribués aux vagues de vent de source lointaine, comme cela s'est produit en 1987 aux Maldives (Wadey et al., 2017) et dans plusieurs îles du Pacifique en décembre 2008 (Hoeke et al., 2013; Smithers et Hoeke, 2014).

Les changements géochimiques dans l'océan, en particulier l'acidification de l'océan, peuvent entraîner la dissolution des sédiments lagunaires, la diminution de la disponibilité du sable pour réapprovisionner les îles récifales et la réduction du potentiel des récifs à suivre l'élévation future du niveau de la mer (Perry et al., 2018). Des études récentes ont montré que la dissolution des sédiments récifaux est négativement corrélée à l'état de saturation en aragonite de l'eau de mer et est 10 fois plus sensible à l'acidification des océans qu'à la calcification des coraux (Cyronak et Eyre, 2016; Eyre et al., 2018).

3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Les communautés qui vivent sur les îles récifales sont confrontées à de nombreuses pressions, et les conséquences de ces multiples facteurs de stress demeurent très incertaines. Bien que le concept d'une vulnérabilité aux divers impacts des changements climatiques soit largement partagé, peu de preuves peuvent leur être directement attribuées. De nombreux problèmes auxquels font face les petites îles récifales résultent d'autres pressions préexistantes (Birk, 2014; Duvat et al., 2017), en particulier les causes anthropiques, qui ont exacerbé leur vulnérabilité (Connell, 2015; McCubbin et al., 2015).

Dans son récent *Rapport spécial sur l'océan et la cryosphère dans le contexte du changement climatique*, le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat examine les conséquences des changements climatiques pour les îles de faible altitude (Oppenheimer et al., 2019). Il distingue les atolls urbains des nombreuses petites îles périphériques, qui comprennent les îles capitales (ou groupes d'îles), telles que Fongafale (Tuvalu), Tarawa-Sud (Kiribati) et Malé (Maldives). L'avenir des îles des atolls urbains est important parce qu'elles concentrent les populations humaines (environ 3 200 personnes par km² à Tarawa-Sud; environ 65 700 personnes par km² à Malé), les activités économiques et les

infrastructures essentielles (aéroports, ports) dans les zones de faible altitude, qui sont exposées aux inondations marines et à l'érosion côtière. Les îles très peuplées dépendent davantage des importations de nourriture que des cultures locales (McCubbin et al., 2017). Il existe également une forte dépendance à l'égard d'ouvrages de protection relevant de l'ingénierie lourde. Dans certains cas, la relocalisation de personnes et d'infrastructures essentielles sur une autre île est envisagée (Oppenheimer et al., 2019). Toutefois, il existe de nombreux obstacles à la migration (Birk et Rasmussen, 2014), notamment la réticence à partir (Jamero et al., 2017, 2019).

Une gamme d'options d'ingénierie lourde et souple peut être utilisée pour protéger les côtes vulnérables des îles (Wong, 2018), dont beaucoup peuvent être considérées comme des réponses adaptatives. Les défenses solides protégeant Malé ont permis d'éviter de nouveaux dommages. Cependant, les impacts des ouvrages de l'ingénierie lourde de protection des côtes sur les processus naturels du littoral et des écosystèmes peuvent être graves et mal adaptés, avec des impacts négatifs à long terme qui peuvent l'emporter sur les avantages initiaux (Donner et Webber, 2014; David et al., 2019). Le coût des options d'ingénierie lourde confère un intérêt grandissant

aux mesures dites « douces » de résilience, basées sur les écosystèmes (Naylor, 2015). Avec une plus grande expérience de l'érosion côtière et des phénomènes extrêmes depuis 2004 et le tsunami dans l'océan Indien, les valeurs des écosystèmes naturels de récifs et de végétation côtière sont davantage reconnues et conduisent à des principes de conception qui exploitent les structures naturelles aussi bien qu'artificielles pour réduire la vulnérabilité des côtes.

Les habitants des atolls n'identifient pas les changements climatiques comme leur principale préoccupation. Par exemple, plus de 50 % des Maldiviens interrogés perçoivent l'élévation future du niveau de la mer comme un défi national sérieux, mais de nombreux autres facteurs culturels, religieux, économiques et sociaux jouent également un rôle important dans la décision d'émigrer ou non (Stojanov et al., 2017). De même, la plupart des habitants des Tuvalu ne prévoient pas d'émigrer (Mortreux et Barnett, 2009). À Kiribati, le « paradigme de la nation qui sombre » a politisé la prise de décision, « l'adaptation » devenant une métaphore du développement économique (Mallin, 2018), et les contre-discours en sciences sociales remettent en question les notions d'exode des insulaires (Barnett, 2017; Kelman, 2018; Yamamoto et Esteban, 2017). Les évaluations à grande échelle minimisent la variabilité des expériences communautaires

et des connaissances locales sur les changements environnementaux (Léon et al., 2015; Owen et al., 2016). Il peut y avoir une réticence à quitter les îles de faible altitude, fondée sur de fortes traditions culturelles. Dans certaines de ces îles, les habitants préfèrent opter pour des stratégies d'adaptation *in situ* afin d'atténuer l'effet des inondations (par exemple, maisons sur pilotis) plutôt que de migrer vers le continent (Jamero et al., 2017). Ces options sont considérées comme préférables même s'il semble probable que les moyens de subsistance dans de telles circonstances ne soient pas durables à long terme (Duce et al., 2010; McNamara et al., 2017).

L'élévation du niveau de la mer est souvent considérée comme étant la principale explication des changements environnementaux nuisibles, inhabituels ou sans précédent, sur les petites îles, alors que d'autres facteurs sont en fait à l'origine de ces changements. Les changements environnementaux contemporains dans la plupart des îles du Pacifique sont plus susceptibles d'être des réactions aux stress locaux, notamment les cyclones, la construction de digues, la pollution, la surpêche, la dégradation des habitats et l'extraction de sable. Il a été suggéré que la situation des petites îles est susceptible de frapper les esprits en rendant tangible le dérèglement climatique et en montrant que ses sources sont lointaines (Connell, 2015).

4. Principaux changements et conséquences par région

Bien que la plupart des atolls se trouvent dans l'océan Pacifique, l'océan Indien comptant plusieurs archipels et l'océan Atlantique en abritant très peu [Plateforme intergouvernementale science-politique sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES), 2018], aucune différence flagrante entre bassins océaniques n'a été constatée dans une étude récente sur les changements de taille des îles des atolls (Duvat, 2018). L'étude indique que les Maldives, dans l'océan Indien, semblent plus touchées par l'érosion que les îles du Pacifique, avec une diminution de 23,3 % pour les premières, contre 7,5 % pour les secondes.

Point plus remarquable, l'étude a révélé de grands écarts au sein des atolls et des archipels et entre eux. Des différences ont été ainsi constatées entre les atolls urbains et les atolls ruraux périphériques, tant en ce qui concerne leurs évolutions démographiques que leur réaction aux changements climatiques, à l'élévation du niveau de la mer et à d'autres menaces. Ces écarts entre îles laissent penser qu'il convient, pour comprendre les changements et leurs conséquences, de prêter attention à la situation particulière de chaque archipel, atoll ou île, les tendances régionales étant peu visibles.

5. Perspectives

Les atolls et les lagons restent vulnérables à divers risques environnementaux, mais ce sont les synergies et les interactions entre les risques, la spécificité de leur évolution dans un cadre géographique et géomorphologique local, et les interactions avec les facteurs sociaux et économiques qui peuvent déterminer les perspectives pour les îles (Duvat et Magnan, 2019b). En raison de leur petite taille et de leur vulnérabilité, les changements climatiques pourraient affecter les îles du fait d'une augmentation de l'ampleur des oscillations des principaux systèmes climatiques, comme l'oscillation australe-El Niño, comme le montrent les stress thermiques plus forts et plus longs et les phénomènes de blanchissement du corail dans les systèmes insulaires des récifs coralliens du monde entier (Eakin et al., 2019; Hughes et al., 2018).

Parmi les principales pressions locales et celles liées aux changements climatiques, on peut citer :

- a) Le réchauffement de la température des océans, qui accroît le blanchissement des coraux;
- b) L'élévation du niveau de la mer, qui menace de noyer les îles et accroît potentiellement l'érosion, et qui pourrait augmenter les mouvements de vagues à travers les récifs;
- c) L'acidification des océans, qui peut entraîner un affaiblissement des squelettes calcaires et semble susceptible de réduire les sédiments des lagons et des îles récifales en raison des modifications de l'alcalinité;
- d) Les tempêtes et les phénomènes de déferlement de vagues rares, qui jouent un rôle important dans le transport des sédiments,

car toute augmentation de la fréquence ou de l'intensité des tempêtes peut avoir des conséquences sur les récifs et les îles de récifs;

- e) La surpêche et la mauvaise gestion des ressources naturelles, en particulier celles qui jouent un rôle clé dans la structure des îles et des habitats, comme les récifs coralliens et les mangroves;
- f) La démographie et la densité de la population humaine, et leur influence sur la pollution et les impacts sur les systèmes insulaires locaux, ainsi que sur l'exposition et la vulnérabilité des personnes et des infrastructures aux menaces environnementales et climatiques.

Duvat et Magnan (2019a) identifient cinq grandes voies d'adaptation pour relever les difficultés qui interagissent sur les îles des atolls, à savoir : se concentrer sur la résilience des écosystèmes, réduire au minimum le risque de mauvaise adaptation, faciliter la réinstallation interne, assurer une protection appropriée du littoral par rapport à l'élévation du sol, et envisager et soutenir une migration internationale permanente.

L'avenir des îles dépend fortement des grandes orientations qui seront prises, tant au niveau national, par chaque État insulaire en collaboration avec d'autres pays, qu'au niveau international, dans le cadre de l'Organisation des Nations Unies et d'autres instances. C'est principalement au niveau national que seront définies les solutions propres à chaque île, qu'il s'agisse d'investissements dans des infrastructures adaptatives (par exemple, pour renforcer la résilience à l'élévation du niveau de la mer) ou d'une réinstallation.

6. Principales lacunes en matière de connaissances

La réponse des récifs, des habitats lagunaires et des îles récifales à la combinaison de menaces locales et mondiales auxquelles ils sont aujourd'hui confrontés est mal comprise. Il existe peu d'informations sur la manière dont

les processus récifaux réagiront aux changements des facteurs climatiques individuels et combinés au fur et à mesure de leur évolution. La variabilité géographique de l'érosion et de l'inondation des côtes est observée, mais les

causes de ces schémas spatiaux sont mal comprises, ce qui empêche en grande partie toute prévision du comportement futur d'habitats particuliers. Les analyses fondées sur des observations des changements du littoral au cours des dernières décennies sont complétées par des tentatives de modélisation de la réaction potentielle des îles récifales. Les tentatives récentes de modélisation comprennent des expériences avec de grandes cuves à houle (Tuck et al., 2018, 2019; Masselink et al., 2019, 2020), ainsi que des modèles hydrodynamiques et de réponse du littoral (Costa et al., 2019; Ortiz et Ashton, 2019; Shope et Storlazzi, 2019). La vulnérabilité des petites îles composées de sable et de galets bioclastiques calcaires qui se trouvent sur les bords des atolls ou dans d'autres environnements récifaux et lagunaires peut être examinée plus en détail en utilisant des technologies sophistiquées de télédétection plus récentes pour surveiller les littoraux des îles récifales, notamment l'imagerie satellitaire haute résolution, la détection et la télémétrie par ondes lumineuses ainsi que l'imagerie acquise par drone (Casella et al., 2016; Lowe et al., 2019; Gesch et al., 2020).

Alors que la plupart des atolls ne connaissent pas d'érosion globale nette, leur viabilité physique est soumise à une pression accrue. Les atolls et les îles récifales qui les entourent, ainsi que les lagons qui s'y trouvent, sont le produit d'organismes calcificateurs contribuant aux stocks sédimentaires qui déterminent la trajectoire de chaque île. Les connaissances sur la productivité des principaux organismes contribuant aux sédiments bioclastiques, sur la dégradation et le transport du sable et du gravier qui en sont dérivés, ainsi que sur la

dissolution et l'élimination de ces matériaux, sont insuffisantes.

Un autre aspect qui nécessite des recherches plus approfondies est le sort de la lentille d'eau douce sous les petites îles, dont les populations dépendent, car il semble probable qu'elle se contracte si le littoral s'érode ou si les vagues recouvrent les îles (Terry et Chui, 2012; Gulley et al., 2016; Bailey et al., 2016; Deng et Bailey, 2017; Ford et al., 2018). La résilience de la lentille d'eau douce à l'évolution des facteurs naturels et démographiques, en particulier en cas de sécheresse, n'a émergé que récemment comme un domaine de recherche active (Werner et al., 2017; Oberle et al., 2017), et elle nécessite un examen plus approfondi, en particulier parce qu'elle semble dépendre des ajustements morphologiques des îles, qui sont incomplètement compris.

D'un point de vue socioécologique, il est important de savoir comment les communautés et les nations insulaires s'adapteront et influenceront les réponses des systèmes insulaires aux menaces susmentionnées (Duvat et Magnan, 2019b). Les gouvernements, les citoyens et les institutions communautaires, les partenaires de l'aide au développement et les investisseurs, ainsi que les acteurs non gouvernementaux jouent tous un rôle dans la détermination de la manière dont les îles répondront aux défis futurs, et dans l'anticipation et l'atténuation des crises. Les objectifs de développement durable¹ fournissent un cadre, à la fois pour des politiques aux niveaux national et international, mais aussi pour la planification et l'action intégrées qui seront nécessaires à de multiples niveaux (Obura, 2020).

7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

Il ne fait pas de doute que les communautés des petites îles manquent de personnel formé et doté de ressources suffisantes pour suivre les changements au niveau local, pour

entreprendre des recherches et des évaluations spécifiques aux sites et pour mettre en œuvre des programmes d'adaptation et d'autres programmes, malgré les efforts

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

consentis par les agences internationales pour renforcer les capacités des petites nations insulaires. Il faudra des compétences pour faire face aux multiples menaces et aux problèmes émergents mentionnés ci-dessus. La capacité d'adaptation des petites communautés insulaires semble limitée, et nombre d'entre elles sont trop dépendantes de l'aide internationale pour le parrainage de grands projets. Les cadres mondiaux, tels que les objectifs de

développement durable, les Modalités d'action accélérées des petits États insulaires en développement² et la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable (2021-2030)³, offrent de multiples possibilités d'identifier les besoins essentiels et de canaliser les ressources pour renforcer les capacités afin de répondre à ces besoins.

Références

- Aeby, Greta, and others (2019). Pathogenesis of a tissue loss disease affecting multiple species of corals along the Florida Reef Tract. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 678.
- Albert, Simon and others (2016). Interactions between sea level rise and wave exposure on reef island dynamics in the Solomon Islands. *Environmental Research Letters*, vol. 11, No.5, 054011. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/5/054011>.
- Albert, Simon and others (2017). Winners and losers as mangrove, coral and seagrass ecosystems respond to sea level rise in Solomon Islands. *Environmental Research Letters*, vol. 12, No. 9, 094009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa7e68>.
- Allen, Melinda S., and others (2016). Timing, magnitude and effects of late Holocene sea level drawdown on island habitability, Aitutaki, Cook Islands. *Archaeology in Oceania*, vol. 51, No. 2, pp. 108–121.
- Bailey, Ryan T., and others (2016). Predicting Future Groundwater Resources of Coral Atoll Islands. *Hydrological Processes*, vol. 30, No. 13, pp. 2092–2105.
- Barnett, Jonathon (2017). The dilemmas of normalising losses from climate change: Towards hope for Pacific atoll countries. *Asia Pacific Viewpoint*, vol. 58, No. 1, pp. 3–13.
- Beetham, Edward, and others (2017). Future reef growth can mitigate physical impacts of sea level rise on atoll islands. *Earth's Future*, vol. 5, No. 10, pp. 1002–1014.
- Birk, Thomas (2014). Assessing vulnerability to climate change and socioeconomic stressors in the Reef Islands group, Solomon Islands. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography*, vol. 114, No. 1, pp. 59–75.
- Birk, Thomas, and Kjeld Rasmussen (2014). Migration from atolls as climate change adaptation: Current practices, barriers and options in Solomon Islands. In *Natural Resources Forum*, vol. 38, pp. 1–13. Wiley Online Library.
- Casella, Elisa, and others (2016). Mapping coral reefs using consumer-grade drones and structure from motion photogrammetry techniques. *Coral Reefs*, vol. 36, No. 1, pp. 269–275.
- Connell, John (2015). Vulnerable islands: climate change, tectonic change, and changing livelihoods in the Western Pacific. *The Contemporary Pacific*, pp. 1–36.
- Costa, Mirella B., and others (2017). Planimetric and volumetric changes of reef islands in response to wave conditions. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 42, No. 15, pp. 2663–2678.
- Costa, Mirella B., and others (2019). Wave refraction and reef island stability under rising sea level. *Global and Planetary Change*, vol. 172, pp. 256–267.

² Résolution 69/15 de l'Assemblée générale, annexe.

³ Voir la résolution 72/73 de l'Assemblée générale.

- Cyronak, Tyler, and Bradley D. Eyre (2016). The synergistic effects of ocean acidification and organic metabolism on calcium carbonate (CaCO₃) dissolution in coral reef sediments. *Marine Chemistry*, vol. 183, pp. 1–12.
- Darwin, Charles (1874). *The Structure and Distribution of Coral Reefs* (2nd ed.), London: Smith Elder and Co.
- Dassié, Emilie P., and Braddock K. Linsley (2015). Refining the sampling approach for the massive coral *Diploastrea heliopora* for $\delta^{18}\text{O}$ -based paleoclimate applications. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, vol. 440, pp. 274–282.
- David, Gabriel, and others (2019). Coastal Infrastructure on Reef Islands—the Port of Fuvahmulah, the Maldives as Example of Maladaptation to Sea level Rise? *Coastal Structures 2019*, pp. 874–885.
- Deng, Chenda, and Ryan T. Bailey (2017). Assessing groundwater availability of the Maldives under future climate conditions. *Hydrological Processes*, vol. 31, No. 19, pp. 3334–3349.
- Donner, Simon D., and Jessica Carilli (2019). Resilience of Central Pacific reefs subject to frequent heat stress and human disturbance. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, pp. 1–13.
- Donner, Simon D., and Sophie Webber (2014). Obstacles to climate change adaptation decisions: a case study of sea level rise and coastal protection measures in Kiribati. *Sustainability Science*, vol. 9, No. 3, pp. 331–345.
- Duce, Stephanie J., and others (2010). *A Synthesis of Climate Change and Coastal Science to Support Adaptation in the Communities of Torres Strait*. Townsville: Reef and Rainforest Research Centre.
- Duvat, Virginie K.E. (2018). A global assessment of atoll island planform changes over the past decades. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, vol. 10, No. 1, e557.
- Duvat, Virginie K.E., and A.K. Magnan (2019a). Contrasting potential for nature-based solutions to enhance coastal protection services in atoll islands. In *Dealing with climate change on small islands: Towards effective and sustainable adaptation?* Klöck, C. and Fink, M., eds., pp. 45–75. Göttingen: Göttingen University Press.
- _____ (2019b). Rapid human-driven undermining of atoll island capacity to adjust to ocean climate-related pressures. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 15129.
- Duvat, Virginie K.E., and Valentin Pillet (2017). Shoreline changes in reef islands of the Central Pacific: Takapoto Atoll, Northern Tuamotu, French Polynesia. *Geomorphology*, vol. 282, pp. 96–118.
- Eakin, C. Mark, and others (2019). The 2014–2017 global-scale coral bleaching event: insights and impacts. *Coral Reefs*, vol. 38, No. 4, pp. 539–545.
- Esteban, Miguel, and others (2018). Adaptation to sea level rise on low coral islands: lessons from recent events. *Ocean & Coastal Management*, vol. 168, pp. 35–40.
- Evangelista, H., and others (2018). Climatic constraints on growth rate and geochemistry (Sr/Ca and U/Ca) of the coral *Siderastrea stellata* in the Southwest Equatorial Atlantic (Rocas Atoll, Brazil). *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 19, No. 3, pp. 772–786.
- Eyre, Bradley D., and others (2018). Coral reefs will transition to net dissolving before end of century. *Science*, vol. 359, No. 6378, pp. 908–911.
- Ford, Murray R., and others (2018). Inundation of a low-lying urban atoll island: Majuro, Marshall Islands. *Natural Hazards*, vol. 91, No. 3, pp. 1273–1297.
- Ford, Murray R., and Paul S. Kench (2015). Multi-decadal shoreline changes in response to sea level rise in the Marshall Islands. *Anthropocene*, vol. 11, pp. 14–24.
- Fujita, Masafumi, and others (2013). Anthropogenic impacts on water quality of the lagoonal coast of Fongafale Islet, Funafuti Atoll, Tuvalu. *Sustainability Science*, vol. 8, No. 3, pp. 381–390.
- Fujita, Masafumi, and others (2014). Heavy metal contamination of coastal lagoon sediments: Fongafale Islet, Funafuti Atoll, Tuvalu. *Chemosphere*, vol. 95, pp. 628–634.
- Garcin, Manuel, and others (2016). Lagoon islets as indicators of recent environmental changes in the South Pacific—The New Caledonian example. *Continental Shelf Research*, vol. 122, pp. 120–140.

- Gesch, Dean, and others (2020). Inundation Exposure Assessment for Majuro Atoll, Republic of the Marshall Islands Using A High-Accuracy Digital Elevation Model. *Remote Sensing*, vol. 12, No. 1, art. 154.
- Gherardi, D.F.M., and D.W.J. Bosence (2005). Late Holocene reef growth and relative sea level changes in Atol das Rocas, equatorial South Atlantic. *Coral Reefs*, vol. 24, No. 2, pp. 264–272.
- Gillespie, Rosemary G., and others (2008). Biodiversity dynamics in isolated island communities: interaction between natural and human-mediated processes. *Molecular Ecology*, vol. 17, No. 1, pp. 45–57.
- Goldberg, Walter M. (2016). Atolls of the world: Revisiting the original checklist. *Atoll Research Bulletin*, vol. 610, pp. 1–47.
- Gulley, J.D., and others (2016). Sea level rise and inundation of island interiors: Assessing impacts of lake formation and evaporation on water resources in arid climates. *Geophysical Research Letters*, vol. 43, No. 18, pp. 9712–9719.
- Hamylton, Sarah, and Holly East (2012). A Geospatial Appraisal of Ecological and Geomorphic Change on Diego Garcia Atoll, Chagos Islands (British Indian Ocean Territory). *Remote Sensing*, vol. 4, No. 11, pp. 3444–3461.
- Hamylton, Sarah M., and others (2016). Linking pattern to process in reef sediment dynamics at Lady Musgrave Island, southern Great Barrier Reef. *Sedimentology*, vol. 63, No. 6, pp. 1634–1650.
- Harris, Daniel L., and others (2015). Late Holocene sea level fall and turn-off of reef flat carbonate production: Rethinking bucket fill and coral reef growth models. *Geology*, vol. 43, No. 2, pp. 175–178.
- Head, Catherine E.I., and others (2019). Coral bleaching impacts from back-to-back 2015–2016 thermal anomalies in the remote central Indian Ocean. *Coral Reefs*, vol. 38, No. 4, pp. 605–618.
- Hoeke, Ron K., and others (2013). Widespread inundation of Pacific islands triggered by distant-source wind-waves. *Global and Planetary Change*, vol. 108, pp. 128–138.
- Holland, Greg, and Cindy Bruyere (2014). Recent intense hurricane response to global climate change. *Climate Dynamics*, vol. 42, Nos. 3–4, pp. 617–627.
- Huang, Ryan M., and others (2017). Sooty tern (*Onychoprion fuscatus*) survival, oil spills, shrimp fisheries, and hurricanes. *PeerJ*, vol. 5, e3287.
- Hughes, Terry P., and others (2018). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, vol. 359, No. 6371, pp. 80–83.
- Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) (2018). The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Asia and the Pacific. Karki, M., and others (eds). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany. 612 pages.
- Jamero, Laurice, and others (2017). Small island communities in the Philippines prefer local measures to relocation in response to sea level rise. *Nature Climate Change*, vol. 7, pp. 581–586.
- Jamero, Laurice, and others (2019). In-situ adaptation against climate change can enable relocation of impoverished small islands. *Marine Policy*, vol. 108, art. 103614.
- Jeanson, Matthieu, and others (2014). Morphodynamic characterization of beaches on a Pacific atoll island: Tetiaroa, French Polynesia. *Journal of Coastal Research*, vol. 70, special issue No. 1, pp. 176–181.
- Kayanne, Hajime, and others (2016). Eco-geomorphic processes that maintain a small coral reef island: Ballast Island in the Ryukyu Islands, Japan. *Geomorphology*, vol. 271, pp. 84–93.
- Kelman, Ilan (2018). Islandness within climate change narratives of small island developing states (SIDS). *Island Studies Journal*, vol. 13, No. 1, pp. 149–166.
- Kench, Paul S., and others (2015). Coral islands defy sea level rise over the past century: Records from a central Pacific atoll. *Geology*, vol. 43, No. 6, pp. 515–518.
- Kench, Paul S., and others (2018). Patterns of island change and persistence offer alternate adaptation pathways for atoll nations. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, pp. 1–7.
- Le Cozannet, Gonéri, and others (2013). Exploring the relation between sea level rise and shoreline erosion using sea level reconstructions: an example in French Polynesia. *Journal of Coastal Research*, vol. 65, special issue No. 2, pp. 2137–2142.

- Leão, Z.M.A.N., and others (2008). Coral bleaching in Bahia reefs and its relation with sea surface temperature anomalies. *Biota Neotropica*, vol. 8, No. 3, pp. 1–14.
- Leon, Javier X., and others (2015). Supporting local and traditional knowledge with science for adaptation to climate change: lessons learned from participatory three-dimensional modeling in BoeBoe, Solomon Islands. *Coastal Management*, vol. 43, No. 4, pp. 424–438.
- Lowe, Meagan K., and others (2019). Assessing Reef-Island Shoreline Change Using UAV-Derived Orthomosaics and Digital Surface Models. *Drones*, vol. 3, No. 2, p. 44.
- Magnan, A.K., and others (2019). Cross-Chapter Box 9: Integrative cross-chapter box on low-lying islands and coasts. In *Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, ed. IPCC, pp. 657–74.
- Mallin, Marc-Andrej Felix (2018). From sea level rise to seabed grabbing: The political economy of climate change in Kiribati. *Marine Policy*, vol. 97, pp. 244–252.
- Mann, Thomas, and others (2016). A geomorphic interpretation of shoreline change rates on reef islands. *Journal of Coastal Research*, vol. 32, No. 3, pp. 500–507.
- Marshall, Paul, and others (2017). *Maldives Coral Bleaching Response Plan*. Marine Research Centre.
- Masselink, Gerd, and others (2019). Physical and Numerical Modeling of Infragravity Wave Generation and Transformation on Coral Reef Platforms. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 124, No. 3, pp. 1410–1433.
- Masselink, Gerd, and others (2020). Coral reef islands can accrete vertically in response to sea level rise. *Science Advances*, vol. 6, No. 24, eaay3656.
- McCubbin, Sandra G., and others (2017). Social-ecological change and implications for food security in Funafuti, Tuvalu. *Ecology and Society*, vol. 22, No. 1.
- McCubbin, Sandra, and others (2015). Where does climate fit? Vulnerability to climate change in the context of multiple stressors in Funafuti, Tuvalu. *Global Environmental Change*, vol. 30, pp. 43–55.
- McLean, Roger, and Paul Kench (2015). Destruction or persistence of coral atoll islands in the face of 20th and 21st century sea level rise? *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, vol. 6, No. 5, pp. 445–463.
- McNamara, Karen E., and others (2017). Identification of limits and barriers to climate change adaptation: case study of two islands in Torres Strait, Australia. *Geographical Research*, vol. 55, No. 4, pp. 438–455.
- Morgan, Kyle M., and Paul S. Kench (2016). Reef to island sediment connections on a Maldivian carbonate platform: using benthic ecology and biosedimentary depositional facies to examine island-building potential. *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 41, No. 13, pp. 1815–1825.
- _____ (2017). New rates of Indian Ocean carbonate production by encrusting coral reef calcifiers: Periodic expansions following disturbance influence reef-building and recovery. *Marine Geology*, vol. 390, pp. 72–79.
- Mortreux, Colette, and Jon Barnett (2009). Climate change, migration and adaptation in Funafuti, Tuvalu. *Global Environmental Change*, vol. 19, No. 1, pp. 105–112.
- Naylor, Alexander K. (2015). Island morphology, reef resources, and development paths in the Maldives. *Progress in Physical Geography*, vol. 39, No. 6, pp. 728–749.
- Nunn, Patrick D. (2016). Sea levels, shorelines and settlements on Pacific reef islands. *Archaeology in Oceania*, vol. 51, No. 2, pp. 91–98.
- Nunn, Patrick D., and others (2017). Identifying and assessing evidence for recent shoreline change attributable to uncommonly rapid sea level rise in Pohnpei, Federated States of Micronesia, Northwest Pacific Ocean. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 21, No. 6, pp. 719–730.
- Nunn, Patrick D., and others (2019). Origin, development and prospects of sand islands off the north coast of Viti Levu Island, Fiji, Southwest Pacific. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 23, No. 6, pp. 1005–1018.

- Oberle, Ferdinand K.J., and others (2017). Atoll groundwater movement and its response to climatic and sea level fluctuations. *Water*, vol. 9, No. 9, art. 650.
- Obura, David O. (2020). The Sustainable Development Goals as an ocean narrative. *Marine Policy Journal*, submitted.
- Oppenheimer, Michael, and others (2019). Sea level rise and implications for low lying islands, coasts and communities.
- Ortiz, Alejandra C., and Andrew D. Ashton (2019). Exploring carbonate reef flat hydrodynamics and potential formation and growth mechanisms for motu. *Marine Geology*, vol. 412, pp. 173–186.
- Owen, S.D., and others (2016). Improving understanding of the spatial dimensions of biophysical change in atoll island countries and implications for island communities: A Marshall Islands' case study. *Applied Geography*, vol. 72, pp. 55–64.
- Pereira, N.S., and others (2010). Mapeamento geomorfológico e morfodinâmica do Atol das Rocas, Atlântico Sul. *Revista de Gestão Costeira Integrada-Journal of Integrated Coastal Zone Management*, vol. 10, No. 3, pp. 331–345.
- Perry, Chris T., and others (2015a). Linking reef ecology to island building: Parrotfish identified as major producers of island-building sediment in the Maldives. *Geology*, vol. 43, No. 6, pp. 503–506.
- Perry, Chris T., and others (2015b). Remote coral reefs can sustain high growth potential and may match future sea level trends. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 18289.
- Perry, Chris T., and others (2016). Sediment generation by *Halimeda* on atoll interior coral reefs of the southern Maldives: A census-based approach for estimating carbonate production by calcareous green algae. *Sedimentary Geology*, vol. 346, pp. 17–24.
- Perry, Chris T., and others (2017a). Terrigenous sediment-dominated reef platform infilling: an unexpected precursor to reef island formation and a test of the reef platform size–island age model in the Pacific. *Coral Reefs*, vol. 36, No. 3, pp. 1013–1021.
- Perry, Chris T., and others (2017b). Reef habitat type and spatial extent as interacting controls on platform-scale carbonate budgets. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 185.
- Perry, Chris T., and others (2018). Loss of coral reef growth capacity to track future increases in sea level. *Nature*, vol. 558, No. 7710, pp. 396–400.
- Pfeffer, Julia, and others (2017). Decoding the origins of vertical land motions observed today at coasts. *Geophysical Journal International*, vol. 210, No. 1, pp. 148–165.
- Purkis, Sam J., and others (2016). A half-century of coastline change in Diego Garcia—The largest atoll island in the Chagos. *Geomorphology*, vol. 261, pp. 282–298.
- Quataert, Ellen, and others (2015). The influence of coral reefs and climate change on wave-driven flooding of tropical coastlines. *Geophysical Research Letters*, vol. 42, No. 15, pp. 6407–6415.
- Riegl, Bernhard M., and others (2012). Human impact on atolls leads to coral loss and community homogenisation: a modeling study. *PloS One*, vol. 7, No. 6.
- Rotjan, Randi, and others (2014). Establishment, management, and maintenance of the phoenix islands protected area. *Advances in Marine Biology*, vol. 69, pp. 289–324. Elsevier.
- Russell, James C., and others (2017). Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. *Environmental Conservation*, vol. 44, No. 4, pp. 359–370.
- Ryan, Emma J., and others (2016). Multi-scale records of reef development and condition provide context for contemporary changes on inshore reefs. *Global and Planetary Change*, vol. 146, pp. 162–178.
- Shope, James Brandon, and Curt Storlazzi (2019). Assessing morphologic controls on atoll island alongshore sediment transport gradients due to future sea level rise. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 245.
- Shope, James B., and others (2016). Changes to extreme wave climates of islands within the Western Tropical Pacific throughout the 21st century under RCP 4.5 and RCP 8.5, with implications for island vulnerability and sustainability. *Global and Planetary Change*, vol. 141, pp. 25–38.

- Shope, James B., and others (2017). Projected atoll shoreline and run-up changes in response to sea level rise and varying large wave conditions at Wake and Midway Atolls, Northwestern Hawaiian Islands. *Geomorphology*, vol. 295, pp. 537–550.
- Smithers, S.G., and R.K. Hoeke (2014). Geomorphological impacts of high-latitude storm waves on low-latitude reef islands—Observations of the December 2008 event on Nukutoa, Takuu, Papua New Guinea. *Geomorphology*, vol. 222, pp. 106–121.
- Soares, Marcelo de Oliveira, and others (2011). Aspectos biogeomorfológicos do Atol das Rocas, Atlântico Sul Equatorial. *Brazilian Journal of Geology*, vol. 41, No. 1, pp. 85–94.
- Stojanov, Robert, and others (2017). Local perceptions of climate change impacts and migration patterns in Malé, Maldives. *The Geographical Journal*, vol. 183, No. 4, pp. 370–385.
- Storlazzi, Curt D., and others (2018). Most atolls will be uninhabitable by the mid-21st century because of sea level rise exacerbating wave-driven flooding. *Science Advances*, vol. 4, No. 4, eaap9741.
- Storlazzi, Curt D., and others (2015). Many atolls may be uninhabitable within decades due to climate change. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 14546.
- Terry, James P., and Ting Fong May Chui (2012). Evaluating the fate of freshwater lenses on atoll islands after eustatic sea level rise and cyclone-driven inundation: A modelling approach. *Global and Planetary Change*, vol. 88, pp. 76–84.
- Testut, Laurent, and others (2016). Shoreline changes in a rising sea level context: The example of Grande Glorieuse, Scattered Islands, Western Indian Ocean. *Acta Oecologica*, vol. 72, pp. 110–119.
- Tuck, Megan E., and others (2018). Physical modelling of reef platform hydrodynamics. *Journal of Coastal Research*, vol. 85, special issue No. 1, pp. 491–495.
- Tuck, Megan E., and others (2019). Physical modelling of the response of reef islands to sea level rise. *Geology*, vol. 47, No. 9, pp. 803–806.
- United Nations (2017a). Chapter 7: Calcium carbonate production and contribution to coastal sediments. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Wadey, Matthew, and others (2017). Coastal flooding in the Maldives: an assessment of historic events and their implications. *Natural Hazards*, vol. 89, No.1, pp. 131–159.
- Walsh, Kevin J.E., and others (2016). Tropical cyclones and climate change. *Wiley Interdisciplinary Reviews-climate Change*, vol. 7, pp. 65–89.
- Werner, Adrian D., and others (2017). Hydrogeology and management of freshwater lenses on atoll islands: Review of current knowledge and research needs. *Journal of Hydrology*, vol. 551, pp. 819–844.
- Wong, Poh Poh (2018). Coastal Protection Measures—Case of Small Island Developing States to Address Sea level Rise. *Asian Journal of Environment & Ecology*, vol. 6, pp. 1–14.
- Yamamoto, Lilian, and Miguel Esteban (2017). Migration as an adaptation strategy for atoll island states. *International Migration*, vol. 55, No. 2, pp. 144–158.
- Yarlett, Robert T., and others (2018). Constraining species-size class variability in rates of parrotfish bioerosion on Maldivian coral reefs: Implications for regional-scale bioerosion estimates. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 590, pp. 155–169.

Chapitre 7D

Récifs coralliens tropicaux et subtropicaux

Constitutrices et contributeurs : Ian Butler (organisateur de l'équipe de rédaction), Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Hazel Oxenford et Hiroya Yamano.

Principales observations

- Le déclin mondial de la couverture corallienne se poursuit, principalement en raison de l'augmentation des températures des océans associée aux changements climatiques, ainsi que des activités extractives, de la pollution et de la sédimentation, des nouvelles maladies qui touchent les coraux et de la destruction physique des récifs coralliens.
- La fréquence des perturbations causées par les vagues de chaleur, les tempêtes, les inondations et les invasions d'étoiles de mer à couronne d'épines a augmenté, entraînant une diminution du temps de récupération entre les perturbations.
- La compréhension de la valeur des services écosystémiques fournis par les récifs coralliens s'améliore, en ce qui concerne non seulement les bénéfices économiques directs (valeur d'usage commercial) mais aussi ceux liés à une utilisation moins tangible, comme la valeur esthétique.
- D'importantes lacunes subsistent néanmoins dans les connaissances en la matière, notamment s'agissant des réactions de la communauté corallienne aux changements climatiques et de la manière dont ces réactions pourraient influencer l'utilisation des récifs coralliens par l'homme.
- Les projections de l'état futur des récifs coralliens suggèrent une diminution de leur abondance, des poissons auxquels ils fournissent un habitat et de la complexité architecturale des structures récifales.

1. Introduction

Le présent chapitre propose une mise à jour des conclusions du chapitre 43 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017b) sur les récifs coralliens tropicaux et subtropicaux. La mise à jour peut contenir des informations qui se chevauchent ou sont en rapport avec le contenu d'autres chapitres de la présente Évaluation (par exemple, les chapitres 4 à 10, 13 à 15, et 25 à 27), qui devront dès lors être lus conjointement avec le présent chapitre.

Le chapitre 43 de la première Évaluation contenait des informations complètes sur de nombreux aspects de l'état des récifs coralliens mondiaux jusqu'en 2010, date à laquelle on estimait que ceux-ci couvraient une surface comprise entre 249 713 et 284 300 km², après un déclin continu au cours des cent années précédentes (Nations Unies, 2017a). Les récifs coralliens tropicaux et subtropicaux sont considérés comme l'un des écosystèmes les plus vulnérables et, dans un scénario de maintien du statu quo en matière d'émissions de carbone, il a été prévu qu'ils pourraient disparaître

d'ici à 2050 [Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2014]. Les impacts anthropiques exacerbés par les pressions démographiques ont été identifiés comme étant la principale menace pour les récifs. Parmi les facteurs anthropiques recensés dans le cadre de la première Évaluation figuraient les changements climatiques (par exemple, le réchauffement des océans, l'acidification des océans et l'élévation du niveau de la mer), les activités extractives (par exemple, la surpêche), la pollution et la sédimentation, ainsi que la destruction physique. D'autres facteurs de stress liés aux facteurs susmentionnés (en particulier aux changements climatiques) ont également été détectés, à savoir les maladies des coraux et la prédation des étoiles de mer à couronne d'épines. Enfin, la première Évaluation a permis de déterminer que le niveau de stress de chacun des facteurs affectant les récifs coralliens présentait une variabilité considérable en fonction des espèces et des régions géographiques¹.

¹ Voir les documents A/66/298 et A/66/298/Corr.1.

2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020

L'état des récifs coralliens à l'échelle mondiale ne s'est pas amélioré depuis la première Évaluation. Les récentes vagues de chaleur marines mondiales, par exemple, de 2014 à 2017 (Eakin et al., 2019), ont provoqué une mortalité massive des coraux par stress thermique et blanchiment associé, et la récupération des coraux après de tels événements demeure incertaine (Leggat et al., 2019; Hughes et al., 2017a). Depuis la première Évaluation, la poursuite du déclin mondial de la biodiversité des récifs coralliens (par exemple, les poissons) (Johnson et al., 2017), ainsi que des variations régionales dans la composition des espèces de coraux (par exemple, la tendance à la prédominance des porites; Moritz et al., 2018) ont été signalées (voir également la section 5 ci-après). La couverture corallienne a diminué de 50 % à 75 % au niveau mondial au cours des trente à quarante dernières années (Bruno et al., 2019). Rares sont les zones de récifs coralliens qui n'ont pas été touchées (c'est-à-dire les zones en grande partie épargnées par les activités humaines directes), la plupart d'entre elles se trouvant dans des zones bénéficiant d'un statut de protection élevé (Jones et al., 2018).

La dégradation constante des récifs coralliens du monde entier continue d'être étroitement liée à la croissance démographique et à l'augmentation des pressions anthropiques, auxquelles se superposent les effets des changements climatiques, lesquels touchent même les régions les plus reculées (par exemple, l'île Jarvis; Vargas-Ángel et al., 2019). Les principales menaces sont les activités extractives, la pollution (notamment par le ruissellement de substances chimiques), la sédimentation, la destruction physique et les changements climatiques d'origine anthropique. Même si des mesures au niveau régional ou local contribuaient à atténuer la diminution de la couverture corallienne, il est peu probable qu'elles soient suffisantes pour compenser la perte de corail causée par les changements climatiques (Bruno et al., 2019).

Au niveau mondial, les niveaux de gaz à effet de serre augmentent régulièrement (GIEC, 2018; voir aussi chap. 5 de la présente Évaluation). Des zones de l'océan particulièrement sensibles au réchauffement apparaissent, par exemple en Australie, au Brésil, en Inde, à Madagascar et en Afrique du Sud (Fordyce et al., 2019; Kerr et al., 2018; Popova et al., 2016), ce qui entraîne une modification substantielle des écosystèmes, par exemple en Australie, où le corail a remplacé le varech (Wernberg et al., 2016). Des changements dans la communauté corallienne, notamment le retard ou la réduction du frai (Birkeland, 2019) et des zones de récifs coralliens désormais dominées par des macroalgues (Johns et al., 2018) ou des cyanobactéries (de Bakker et al., 2017) sont observés à l'échelle mondiale (Hughes et al., 2018b). Les taux de stress thermique chez les coraux ont augmenté régulièrement (Lough et al., 2018), ce qui est associé à l'augmentation de l'incidence des vagues de chaleur marines (Smale et al., 2019). Une vague de chaleur mondiale de 36 mois, de 2014 à 2017, a entraîné le blanchissement de 75 % des récifs coralliens du monde puis la disparition de 30 % des récifs coralliens touchés (Babcock et al., 2019; Eakin et al., 2019). Pour certains récifs, il s'agissait du premier événement de blanchissement enregistré, par exemple, au sud des récifs de la Grande Barrière (Hughes et al., 2017). Au niveau mondial, la fréquence des événements de blanchiment a augmenté de telle sorte que la récupération des coraux est incertaine (Hughes et al., 2018a).

De nombreux autres facteurs affectent cumulativement la qualité et la quantité des récifs coralliens à l'échelle mondiale. Le pH de l'océan diminue de façon régulière, avec une perte nette de carbonate dans les cadres des récifs coralliens (Albright et al., 2016; Kuffner et al., 2019; Steiner et al., 2018). La destruction physique des récifs coralliens augmente en raison des grandes tempêtes de catégorie 4 et 5 (par exemple dans l'océan Atlantique; Murakami et al., 2014). De graves inondations associées à des épisodes de tempêtes se multiplient

(Butler et al., 2015) et la récupération varie selon les régions (Adjeroud et al., 2018; Holbrook et al., 2018). On observe une augmentation des maladies des coraux à l'échelle mondiale (Ruiz-Moreno et al., 2012), qui a été associée au stress thermique (Anyamba et al., 2019; Randall et van Woesik, 2015).

Dans certaines régions, les récifs coralliens prospèrent [par exemple, les « bright spots » (lieux où une gestion intelligente a permis de préserver les récifs coralliens), Cinner et al., 2016a; les « Flower Garden Reefs »,

Administration américaine pour les océans et l'atmosphère (NOAA), 2020] et remplacent d'autres habitats (par exemple, les forêts de varech). Avec l'augmentation du réchauffement et le renforcement des courants, les récifs coralliens se sont étendus à des latitudes plus élevées, par exemple au Japon au cours des quatre-vingt dernières années environ (Yamano et al., 2011; Kumagai et al., 2018) et dans l'est de l'Australie au cours des vingt dernières années environ (Baird et al., 2012; Booth et Sear, 2018).

3. Description des conséquences sur le plan socioéconomique et des autres changements économiques ou sociaux

Environ 79 États Membres de l'Organisation des Nations Unies possèdent des récifs coralliens dans leur zone maritime. Ces derniers représentent une source importante de revenus et de protéines pour des millions de personnes, par le biais des activités de pêche, ainsi qu'une source majeure de revenus grâce au tourisme, et constituent le fondement d'une identité socioculturelle (Cinner et al., 2016b; Kittinger et al., 2012). La valeur des biens et services dérivés des récifs coralliens a été estimée à 9,9 milliards de dollars en 2012 (Costanza et al., 2014). On estime aujourd'hui que le nombre de personnes qui bénéficient des services des récifs coralliens dans le monde pourrait s'élever à 500 millions (Bruno et al., 2019), dont six millions de pêcheurs qui dépendent directement de ces récifs (Teh et al., 2013). La valeur économique du tourisme, de la pêche et du développement côtier, par exemple, dans les pays de Mésoamérique et du Triangle de Corail, est estimée à 20,1 milliards de dollars par an [Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE) et al., 2018]. Au niveau mondial, la valeur du tourisme par hectare de récif corallien est estimée à plus de 400 000 dollars, cette valeur pouvant atteindre plus de sept millions de dollars par hectare pour certains récifs (Spalding et al., 2017).

Les récifs coralliens sont importants pour la protection des côtes (valeur évaluée à 170 205 dollars par hectare et par an) et

peuvent être exploités pour la roche et le sable (valeur évaluée à 22 000 dollars par hectare et par an) (Costanza et al., 2014). La valeur annuelle de la réduction des risques d'inondation grâce aux récifs coralliens aux États-Unis est estimée à 1 805 milliards de dollars et on estime que cette fonction des récifs coralliens permet également d'épargner plus de 18 000 vies par an (Storlazzi et al., 2019). À l'échelle mondiale, les coûts supplémentaires associés à la perte de récifs coralliens en raison de l'augmentation des inondations causées par de fortes tempêtes sont estimés à 272 milliards de dollars (Beck et al., 2018). Aux États-Unis, les récifs coralliens permettent d'éviter des dommages indirects pour les activités économiques des particuliers d'un montant de plus de 699 millions de dollars par an. Les économies réalisées du fait des interruptions d'activité évitées ont, quant à elles, été chiffrées à plus de 272 millions de dollars (Storlazzi et al., 2019).

La valeur des récifs coralliens pour la santé et le bien-être dépasse de loin les évaluations économiques traditionnelles (PNUE et al., 2018). Cependant, les interactions des récifs coralliens avec la société étant complexes (Cinner et al., 2016b), il est difficile d'attribuer une valeur monétaire aux avantages qu'ils procurent en matière de santé et de bien-être. Des progrès ont été réalisés en ce qui concerne la compréhension des modalités de

gouvernance permettant une conservation efficace des récifs coralliens et de l'importance de l'utilisation durable de ces derniers (Aswani et al., 2015; Turner et al., 2018), en particulier lorsque l'exploitation se développe plus rapidement que les modalités de gouvernance (Eriksson et al., 2015). Des conflits surviennent entre la gestion communautaire des récifs coralliens et celle organisée par les cadres de gestion nationaux ou internationaux. Le renforcement des connaissances locales a favorisé l'appropriation, le contrôle et la gestion des récifs coralliens au niveau communautaire (par exemple, à Hawaï, Schemmel et al., 2016; ou dans les Îles Salomon, Shaver et al., 2018).

Les récifs coralliens contribuent à la vie de millions d'individus dans le monde, et leur état de santé affecte la capacité à réaliser les

objectifs du Programme de développement durable à l'horizon 2030². La réalisation d'un ou de l'ensemble des objectifs de développement durable peut être compromise par la perte de récifs coralliens sains. Les récifs coralliens contribuent notamment à la réalisation des objectifs 1, 2, 3 et 12 par l'intermédiaire des revenus et de la nutrition, ainsi que des objectifs 3, 6, 11, 12, 13 et 14 par leurs valeurs esthétiques et naturelles, les conditions environnementales saines et le développement de produits médicaux. Des récifs sains préservent l'intégrité des ressources en terre et en eau ainsi que des infrastructures des îles et des côtes, contribuant ainsi à la réalisation des objectifs 6, 9, 11 et 13. Enfin, ils jouent un rôle dans la capacité des pays à attirer et à retenir des actifs qualifiés (objectifs 3, 4 et 10).

4. Principaux changements et conséquences par région

4.1. Mer Méditerranée

Les zones de récifs coralliens de la Méditerranée sont de nature subtropicale et tempérée, et de taille limitée. Les récifs tempérés sont examinés au chapitre 7 de la présente Évaluation. Certains coraux, par exemple, *Oculina patagonica*, voient leur aire de répartition et leur abondance se développer avec l'augmentation de la température et de la lumière disponible (Serrano et al., 2018). La couverture d'autres coraux diminue (par exemple, *Cladocora caespitose*, Chefaoui et al., 2017) sous l'effet du passage de récifs dominés par le coralligène à des récifs dominés par des algues (par exemple, *Womersleyella setacea* et *Caulerpa cylindracea*) (Gatti et al., 2015).

4.2. Océan Atlantique, en particulier la région des Caraïbes

Dans l'ensemble, 43 % des récifs des Caraïbes sont fortement ou très fortement menacés par les activités humaines [Initiative internationale pour les récifs coralliens (ICRI), 2018a]. Les principales menaces qui pèsent sur les

récifs des Caraïbes sont les mêmes que celles qui pèsent sur les récifs du monde entier (Mumby et al., 2014), notamment l'expansion rapide des maladies du corail (van Woesik et Randall, 2017), telles que la nouvelle maladie corallienne liée à la perte de tissu (« stony coral tissue loss disease ») (Alvarez-Filip et al., 2019). Les poissons-lions envahissants (*Pterois volitans*) sont désormais considérés comme une menace pour les populations de poissons récifaux indigènes et pour l'ensemble de la biodiversité des récifs (Chagaris et al., 2017).

Les vagues de chaleur marine qui se sont produites dans la région des Caraïbes depuis les années 1970, en particulier en 2015 et 2016 (Banon et al., 2018), ont réduit la couverture de coraux vivants à environ 14 %, contre plus de 70 % auparavant, (ICRI, 2018a), bien qu'il y ait des variations importantes au sein de la région (Jackson et al., 2014; Cortés et al., 2018; Muniz-Castillo et al., 2019). Certaines prévisions (Van Hoodonk et al., 2014) indiquent que la plupart des récifs coralliens des Caraïbes subiront un blanchissement annuel d'ici à 2045-2050, et que l'acidification des océans

² Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

pourrait faire chuter, d'ici à 2050, les niveaux de saturation en carbonate en dessous des minimums nécessaires pour maintenir l'accrétion des récifs coralliens. Perry et al. (2013) signalent que 37 % des récifs des grandes Caraïbes subissent une érosion tandis que 26 % seulement connaissent une accrétion. Des réductions significatives des taux de calcification et de la densité de la structure ont été signalées pour des espèces telles qu'*Orbicella faveolata* dans la réserve de biosphère de Seaflower (Lizcano-Sandoval et al., 2019), ce qui semble indiquer que de manière générale, les récifs de Floride s'érodent (Kuffner et al., 2019). Les fortes tempêtes tropicales dans l'Atlantique centre-ouest (cinq ouragans de catégorie 5 et trois de catégorie 4 en 2017, 2018 et 2019) auraient causé des dommages considérables aux récifs coralliens de toute la région, bien que des données officielles n'aient pas encore été publiées.

Des progrès ont été réalisés en ce qui concerne la normalisation de la surveillance et de la notification de l'état de santé des récifs coralliens dans les Caraïbes [par exemple, Réseau mondial de surveillance des récifs coralliens (GCRMN) – Caraïbes, 2016]. Les fiches de résultats des récifs indiquent une amélioration de la santé des récifs dans l'ensemble du système de la barrière de corail mésoaméricaine au cours des dix dernières années (McField et al., 2018). De plus en plus d'efforts sont mis en œuvre pour améliorer la conservation et l'utilisation durable des récifs coralliens et des environnements côtiers de toute la région [Caribbean Challenge Initiative (CCI), 2019] ainsi que pour rétablir les populations d'herbivores (ICRI, 2013; Vallès et Oxenford, 2018). Les efforts de restauration et de réhabilitation des récifs s'étendent aujourd'hui à toute la région des Caraïbes et bénéficient de nouvelles recherches et de technologies améliorées de nourricerie et de replantation (Lirman et Schopmeyer, 2016; Baums et al., 2019).

4.3. Océan Indien

L'abondance des récifs coralliens est stable dans tout l'océan Indien depuis 2010, à l'exception des récifs situés près du Mozambique, qui ont considérablement diminué (Obura et

al., 2017). Les vagues de chaleur marine mondiales ont provoqué un blanchiment généralisé dans toute la région (par exemple, aux Maldives, Cowburn et al., 2019; ou dans le nord-ouest de l'Australie, Keesing et al., 2019). Plus de 65 % des récifs de l'océan Indien sont considérés comme étant à risque en raison de menaces locales, 33 % étant considérés en situation de risque élevé ou très élevé (ICRI, 2018b). Quelque 19 % des récifs coralliens sont situés dans des zones marines protégées. Cependant, seulement 25 % de l'ensemble des zones marines protégées sont considérées comme efficaces (ICRI, 2018c), et beaucoup manquent de plans de gestion (Obura et al., 2017).

Les récifs coralliens de la mer Rouge et du golfe Persique résistent aux températures élevées et à la mortalité due au blanchiment (Howells et al., 2016), bien que les taux de calcification semblent diminuer (Steiner et al., 2018). Les pratiques de pêche nuisibles, notamment l'utilisation de poison et de dynamite, sont en diminution dans l'océan Indien (Obura et al., 2017), bien que des exceptions notables persistent, comme dans le cas de la République-Unie de Tanzanie (Chevallier, 2017), mais d'autres impacts directs sur les récifs coralliens sont en augmentation, tels que les dommages causés par les ancrages des pêcheurs et des bateaux d'excursion (Obura et al., 2017), ainsi que les invasions d'étoiles de mer à couronne d'épines (Saponari et al., 2018; Keesing et al., 2019).

4.4. Océan Pacifique

Les menaces qui pèsent sur les récifs coralliens de l'océan Pacifique, notamment dans la région du Triangle de Corail, sont similaires à celles qui existent à l'échelle mondiale (ICRI, 2018c). Une diminution de 3 % de la couverture corallienne a été signalée entre 1999 et 2016 (ICRI, 2018c) et des blanchissements généralisés ont eu lieu dans toute la région depuis 2015 (Moritz et al., 2018; Hughes et al., 2019), dont les effets n'ont été signalés que récemment (Gorospe et al., 2018).

Des invasions d'étoiles de mer à couronne d'épines continuent de se produire dans l'océan Pacifique, ce qui entraîne le déclin des coraux, par exemple en Polynésie française (Kayal et

al., 2012), au Mexique (Rodríguez-Vilalobos et Ayala-Bocos, 2018), au Japon (Yasuda, 2018), en Australie (MacNeil et al., 2017) et dans d'autres îles du Pacifique (Moritz et al., 2018).

La biodiversité des espèces de corail de l'ensemble du Pacifique change en raison des perturbations, certaines espèces de corail, telles que *Porites* spp., devenant de plus en plus dominantes, tandis que *Pocillopora* spp. connaissent un déclin important (Moritz et al., 2018). Le Japon a signalé une expansion de l'aire de répartition des coraux vers les pôles, dans les anciens habitats de varech (Yamano et al., 2011; Kumagai et al., 2018). La couverture des récifs coralliens autour du nord-ouest de l'île d'Hawaï a diminué de 44 % à 31 % environ entre 2002 et 2014, principalement en raison des activités liées à l'utilisation humaine (par

exemple l'élevage d'animaux, l'aménagement du territoire, la déforestation et l'étalement urbain, la pêche et les loisirs) et des vagues de chaleur liées aux changements climatiques (Gove et al., 2016).

Environ 88 % des récifs sont menacés par les activités humaines, en particulier par des activités localisées (ICRI, 2018c). Environ 13 % (8 960 km²) des zones de récifs coralliens de l'océan Pacifique sont situées dans des zones protégées, dont 20 % font l'objet de plans de gestion formels qui sont mis en œuvre (Moritz et al., 2018). Dans les zones marines protégées de la région de l'Asie du Sud-Est, il a été signalé que seuls 30 % des récifs font l'objet de mesures de gestion et de conformité efficaces (ICRI, 2018c).

5. Perspectives

L'abondance et la couverture des coraux ont diminué de 2010 à 2019 et cette tendance devrait se poursuivre au cours des prochaines décennies (Graham et al., 2017). Les événements de blanchiment survenus depuis 2015 ont entraîné une réduction de la production de larves et du recrutement, ce qui entraînera un taux de récupération plus faible ou un retard de la récupération (Hughes et al., 2018b). Les projections climatiques (voir aussi chap. 5 et 9) suggèrent que de nombreux récifs coralliens du monde connaîtront un blanchissement annuel associé au réchauffement des températures d'ici au milieu du siècle (Hughes et al., 2018b). On prévoit en effet une augmentation de l'érosion, de la sédimentation et du flux de nutriments, associée à une augmentation de l'intensité des tempêtes (Walsh et al., 2016; Vitousek et al., 2017), une augmentation de la mortalité associée à une réduction de l'oxygène (Nelson et Altieri, 2019; Altieri et al., 2017), ainsi que la submersion des récifs coralliens en raison de l'élévation du niveau de la mer (Perry et al., 2018; Storlazzi et al., 2019). Les zones d'eaux profondes semblent être une option peu probable comme refuge thermique pour les coraux car le soulagement thermique apporté par ces zones ne se produit qu'à certaines périodes de l'année, et seules certaines

espèces tolèrent les environnements d'eaux profondes (Frade et al., 2018). Les futures communautés coralliennes seront probablement dominées par un nombre réduit d'espèces résistantes aux températures élevées et au blanchiment (Moritz et al., 2018; Birkeland, 2019). Les effets de l'acidification des océans devraient devenir plus apparents dans les prochaines décennies, se manifestant par la dissolution continue des récifs (Eyre et al., 2018; Birkeland, 2019).

Les récifs coralliens devraient s'étendre à des latitudes plus élevées en raison du réchauffement des océans et des courants chauds (Wilson et al., 2016, 2018). Les habitats ou les aires de répartition des espèces de coraux devraient toutefois se circonscrire entre les latitudes plus élevées, où l'état de saturation de l'aragonite diminue, et des latitudes plus basses, où les températures plus élevées de l'eau entraînent un stress thermique (Matz et al., 2018; Yara et al., 2012).

De nombreux spécialistes des récifs estiment que les gaz à effet de serre et les changements climatiques constituent le principal risque pour les futurs récifs coralliens (par exemple, Beyer et al., 2018; Rinkevich, 2019). Pour lutter contre les pertes de récifs coralliens, des techniques

de restauration des récifs améliorées (van Oppen et al., 2017) sont largement utilisées et s'avèrent fructueuses (Bayraktarov et al., 2019; Rinkevich, 2019). D'autres recherches sont en cours pour comprendre la réaction des coraux aux changements climatiques et pour mettre au point des méthodes qui les aident à s'adapter aux conditions futures (par exemple, altération de la diversité des microalgues symbiotiques; Rinkevich, 2019). Les approches de modélisation qui déterminent des enveloppes de risque pour les récifs coralliens peuvent aider à prioriser les efforts de manière à ce qu'ils se concentrent sur les récifs les plus

résistants dont la probabilité de survie est la plus élevée (Beyer et al., 2018). Enfin, la mise en place de mécanismes de financement durables et innovants visant à soutenir la conservation et l'utilisation durable des ressources marines, en particulier des récifs coralliens, se développe dans le cadre de l'économie bleue (par exemple, Deutz et al., 2018).

Dans l'ensemble, la perte continue de récifs coralliens qui devrait se produire au cours des prochaines décennies entraînera également l'érosion des nombreux avantages socio-économiques pouvant être retirés de récifs coralliens sains.

6. Principales lacunes en matière de connaissances

Les principales lacunes en matière de connaissances signalées dans la première Évaluation concernaient notamment la compréhension des réactions des coraux et des espèces dépendantes des coraux (telles que les poissons) aux changements climatiques, et l'étendue spatiale des récifs coralliens mésophotes (récifs situés à des profondeurs de 30 à 150 m dans des conditions de faible luminosité). Ces connaissances ont été toutefois améliorées depuis lors et les lacunes sont aujourd'hui quelque peu différentes, même si elles concernent toujours les mêmes grands domaines. Les lacunes actuelles portent sur les questions suivantes : a) les réactions des communautés récifales aux changements climatiques; b) la valeur socioéconomique des récifs coralliens; et c) la répartition et l'écologie des récifs coralliens mésophotes.

On observe certes des progrès à l'heure actuelle en ce qui concerne les connaissances relatives à l'adaptation des coraux aux changements climatiques (par exemple, Dziedzic et al., 2019), mais il convient de mieux comprendre les réactions des communautés récifales à ces changements. La compréhension actuelle des réactions des récifs coralliens à l'acidification des océans reste limitée (Morais et al., 2018) et rendue difficile par l'imprécision des mesures de la croissance et de l'érosion nettes des récifs. En particulier, on comprend

mal les effets de l'augmentation des températures océaniques sur le cycle de vie des espèces récifales, les modifications de la fonction neurosensorielle et du métabolisme de diverses espèces clés associées aux récifs, ainsi que les effets cumulés des changements climatiques et d'autres facteurs de stress, tels que l'enrichissement en nutriments, l'augmentation de la charge sédimentaire et la surpêche, sur les systèmes de récifs coralliens. En outre, la compréhension du rôle joué par les algues coralliennes et les communautés microbiennes dans l'écologie et la santé des récifs est limitée (Cornwall et al., 2019; Ricci et al., 2019), bien qu'il existe des liens saisonniers évidents entre l'abondance du microbiome et des macroalgues (Glasl et al., 2020). Il existe également d'importantes lacunes géographiques dans notre compréhension des récifs coralliens et de leurs réactions aux changements climatiques et à d'autres facteurs de stress, tels que la réduction de l'oxygène océanique et les nouveaux polluants. On sait encore peu de choses sur les communautés de récifs coralliens de l'Atlantique Sud occidental et des eaux profondes (Loya et al., 2016; Morais et al., 2018). Des informations supplémentaires sont nécessaires pour déterminer les mécanismes des maladies du corail et leur mode de transmission, en particulier leur relation avec les événements de blanchiment du corail et la mauvaise qualité de l'eau.

En ce qui concerne la valeur socioéconomique des récifs coralliens, le manque d'évaluations solides de la valeur économique des services écosystémiques fournis par les récifs aux niveaux local et national ne permet pas de prendre correctement en compte cette valeur dans les analyses coûts-avantages des projets de développement. Il existe en outre d'autres lacunes dans les connaissances concernant l'efficacité des outils et des mesures de

gestion visant à améliorer la résistance des récifs, notamment la restauration des coraux (Boström-Einarsson et al., 2020).

Enfin, il est de plus en plus évident que les récifs coralliens mésophotes sont très répandus (par exemple, Baker et al., 2016) au-delà de l'Atlantique (Loya et al., 2016), et des informations supplémentaires sont nécessaires concernant leur biodiversité et leur fonction écologique.

7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

La première Évaluation a recensé des lacunes en matière de renforcement des capacités aux niveaux local, national et régional. Ces dernières subsistent dans la plupart des pays en développement. En particulier, le manque de techniciens et de chercheurs qualifiés limite la surveillance et la gestion des récifs coralliens et, par conséquent, la capacité à détecter les changements dans le temps et à y apporter des réponses. Le développement de nouvelles technologies pour la surveillance des systèmes de récifs coralliens s'est considérablement amélioré (Bayley et Mogg, 2019; Hedley et al., 2016), mais les capacités locales d'utilisation et d'application de ces technologies sont limitées (par exemple, Díaz

et al., 2015; Timpote et al., 2018). Il convient de renforcer les capacités nécessaires à la mise en œuvre de stratégies d'adaptation aux changements climatiques (Cinner et al., 2018) ainsi que les capacités de gestion adaptative (Hoegh-Guldberg, 2018), tant au niveau local que mondial. La sensibilisation du public et le renforcement des capacités de gestion et d'utilisation durable des coraux qui s'étendent vers les hautes latitudes figurent parmi les questions à l'ordre du jour. Face aux capacités actuellement limitées en matière de réhabilitation des récifs coralliens, il convient de renforcer les capacités de transplantation, d'élevage (Kittinger et al., 2016; Van Oppen et al., 2017) et d'entretien des coraux.

Références

- Adjeroud, Mehdi, and others (2018). Recovery of coral assemblages despite acute and recurrent disturbances on a South Central Pacific reef. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 9680.
- Albright, Rebecca, and others (2016). Reversal of ocean acidification enhances net coral reef calcification. *Nature*, vol. 531, No. 7594, p. 362.
- Altieri, Andrew H., and others (2017). Tropical dead zones and mass mortalities on coral reefs. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 114, No. 14, pp. 3660–3665.
- Alvarez-Filip, Lorenzo, and others (2019). A rapid spread of the Stony Coral Tissue Loss Disease outbreak in the Mexican Caribbean. *PeerJ Preprints*, vol. 7, e27893v1.
- Anyamba, Assaf, and others (2019). Global Disease outbreaks Associated with the 2015–2016 El Niño event. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 1930.
- Aswani, Shankar, and others (2015). Scientific frontiers in the management of coral reefs. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 50.

- Babcock, Russell C., and others (2019). Severe continental-scale impacts of climate change are happening now: Extreme climate events impact marine habitat forming communities along 45% of Australia's coast. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 411.
- Baird, A.H., and others (2012). Pole-ward range expansion of *Acropora* spp. along the east coast of Australia. *Coral Reefs*, vol. 31, No. 4, pp. 1063–1063.
- Baker, E., and others (2016) *Mesophotic coral ecosystems—a lifeboat for coral reefs?* United Nations Environment Programme and GRID-Arendal.
- Banon, Ysabel, and others (2018). Thermal Stress and Bleaching in Coral Reef Communities during the 2014–2016 Caribbean Bleaching Event. In *AGU Fall Meeting Abstracts*.
- Baums, Iliana B., and others (2019). Considerations for maximizing the adaptive potential of restored coral populations in the western Atlantic. *Ecological Applications*, vol. 29, No. 8, e01978. 10.1002/eap.1978
- Bayley, Daniel T.I., and Andrew O.M. Mogg (2019). New advances in benthic monitoring technology and methodology. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, pp. 121–132. Elsevier.
- Bayraktarov, Elisa, and others (2019). Motivations, success and cost of coral reef restoration. *Restoration Ecology*.
- Beck, Michael W., and others (2018). The global flood protection savings provided by coral reefs. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 2186.
- Beyer, Hawthorne L., and others (2018). Risk-sensitive planning for conserving coral reefs under rapid climate change. *Conservation Letters*, vol. 11, e12587.
- Birkeland, Charles (2019). Global status of coral reefs: in combination, disturbances and stressors become ratchets. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, pp. 35–56. Elsevier.
- Booth, David J., and John Sear (2018). Coral expansion in Sydney and associated coral-reef fishes. *Coral Reefs*, vol. 37, No. 4, pp. 995–995.
- Boström-Einarsson, Lisa, and others (2020). Coral restoration – A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *PLoS ONE*, vol. 15, e0226631.
- Bruno, John F., and others (2019). Climate change, coral loss, and the curious case of the parrotfish paradigm: Why don't marine protected areas improve reef resilience? *Annual Review of Marine Science*, vol. 11, pp. 307–334.
- Butler, I.R., and others (2015). The cumulative impacts of repeated heavy rainfall, flooding and altered water quality on the high-latitude coral reefs of Hervey Bay, Queensland, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 96, Nos. 1–2, pp. 356–367.
- Caribbean Challenge Initiative (CCI) (2019). *Factsheet and Overview: Caribbean Challenge Initiative*. www.caribbeanbiodiversityfund.org/pdf/CCI_Overview_factSheet_HighRes.pdf.
- Chagaris, David, and others (2017) An ecosystem-based approach to evaluating impacts and management of invasive lionfish. *Fisheries*, vol. 42, No.8, pp. 421–431, <https://doi.org/10.1080/03632415.2017.1340273>.
- Chefaoui, Rosa M., and others (2017). Environmental drivers of distribution and reef development of the Mediterranean coral *Cladocora caespitosa*. *Coral Reefs*, vol. 36, No. 4, pp. 1195–1209.
- Chevallier, Romy (2017). Safeguarding Tanzania's Coral Reefs: The Case of Illegal Blast Fishing.
- Cinner, Joshua E., and others (2016a). Bright Spots among the World's Coral Reefs. *Nature*, vol. 535, p. 416.
- Cinner, Joshua E., and others (2016b). A Framework for Understanding Climate Change Impacts on Coral Reef Social–Ecological Systems. *Regional Environmental Change*, vol. 16, No. 4, pp. 1133–1146.
- Cinner, Joshua E., and others (2018). Building Adaptive Capacity to Climate Change in Tropical Coastal Communities. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 2, p. 117.
- Cornwall, Christopher Edward, and others (2019). Impacts of ocean warming on coralline algae: knowledge gaps and key recommendations for future research. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 186.

- Cortés, Jorge, and others (2018). The CARICOMP Network of Caribbean Marine Laboratories (1985–2007): History, Key Findings and Lessons Learned. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 519.
- Costanza, Robert, and others (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, vol. 26, pp. 152–158.
- Cowburn, Benjamin, and others (2019). Evidence of coral bleaching avoidance, resistance and recovery in the Maldives during the 2016 mass-bleaching event. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 626, pp. 53–67.
- De Bakker, Didier M., and others (2017). 40 Years of benthic community change on the Caribbean reefs of Curaçao and Bonaire: the rise of slimy cyanobacterial mats. *Coral Reefs*, vol. 36, No. 2, pp. 355–367.
- Deutz, Andrew, and others (2018). *Innovative Finance for Resilient Coasts and Communities. A Briefing Paper Prepared by The Nature Conservancy and the United Nations Development Programme for Environment and Climate Change Canada*. www.nature.org/content/dam/tnc/nature/en/documents/Innovative_Finance_Resilient_Coasts_and_Communities.pdf.
- Díaz, Sandra, and others (2015). The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 14, pp. 1–16.
- Dziedzic, Katherine E., and others (2019) Heritable variation in bleaching responses and its functional genomic basis in reef-building corals (*Orbicella faveolata*). *Molecular Ecology*, vol. 28, No. 9, pp. 2238–2253.
- Eakin, C. Mark, and others (2019). The 2014–2017 global-scale coral bleaching event: insights and impacts. *Coral Reefs*, vol. 38, pp. 539–545.
- Eriksson, Hampus and others (2015). Contagious exploitation of marine resources. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 13, No. 8, pp. 435–440.
- Eyre, Bradley D., and others (2018). Coral reefs will transition to net dissolving before end of century. *Science*, vol. 359, No. 6378, pp. 908–911.
- Fordyce, Alexander John, and others (2019). Marine heatwave hotspots in coral reef environments: physical drivers, ecophysiological outcomes and impact upon structural complexity. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, p. 498.
- Frade, Pedro R., and others (2018). Deep reefs of the Great Barrier Reef offer limited thermal refuge during mass coral bleaching. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, pp. 3447.
- Gatti, Giulia, and others (2015). Ecological change, sliding baselines and the importance of historical data: lessons from combining observational and quantitative data on a temperate reef over 70 years. *PLoS One*, vol. 10, No. 2, e0118581.
- Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN)-Caribbean (2016). *GCRMN-Caribbean Guidelines for Coral Reef Biophysical Monitoring*. UNEP(DEPI)/CAR WG.38/INF.17.
- Glasl, B., and others (2020). Comparative genome-centric analysis reveals seasonal variation in the function of coral reef microbiomes. *ISME Journal*, vol. 14, pp. 1435–1450.
- Gorospe, Kelvin D., and others (2018). Local biomass baselines and the recovery potential for Hawaiian coral reef fish communities. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 162.
- Gove, Jamison M., and others (2016). West Hawai'i integrated ecosystem assessment: ecosystem trends and status report. Pacific Islands Fisheries Science Centre.
- Graham, Nicholas A.J., and others (2017). Human disruption of coral reef trophic structure. *Current Biology*, vol. 27, No. 2, pp. 231–236.
- Hedley, John D., and others (2016). Remote sensing of coral reefs for monitoring and management: a review. *Remote Sensing*, vol. 8, No. 2, art. 118.
- Hoegh-Guldberg, Ove, and others (2018). Securing a long-term future for coral reefs. *Trends in Ecology & Evolution*.
- Holbrook, Sally J., and others (2018). Recruitment drives spatial variation in recovery rates of resilient coral reefs. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 7338.

- Howells, Emily J., and others (2016). Host adaptation and unexpected symbiont partners enable reef-building corals to tolerate extreme temperatures. *Global Change Biology*, vol. 22, pp. 2702–2714. <https://doi.org/10.1111/gcb.13250>.
- Hughes, Terry P., and others (2017a). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, vol. 546, No. 7656, p. 82.
- Hughes, Terry P., and others (2017b). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, vol. 543, No. 7645, p. 373.
- Hughes, Terry P., and others (2018a). Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, vol. 556, No. 7702, p. 492.
- Hughes, Terry P., and others (2018b). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, vol. 359, No. 6371, pp. 80–83.
- Hughes, Terry P., and others (2019). Ecological memory modifies the cumulative impact of recurrent climate extremes. *Nature Climate Change*, vol. 9, pp. 40–43. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0351-2>.
- International Coral Reef Initiative (ICRI) (2013). *Recommendation on Addressing the Decline in Coral Reef Health throughout the Wider Caribbean: The Taking of Parrotfish and Similar Herbivores*. Adopted on 17 October 2013, at the 28th ICRI General Meeting (Belize City).
- _____ (2018a). *Caribbean Fact Sheet - Communicating the Economic and Social Importance of Coral Reefs for Caribbean Countries*. International Coral Reef Initiative.
- International Coral Reef Initiative (ICRI) (2018b). *Communicating the Economic and Social Importance of Coral Reefs for Indian Ocean Countries*. International Coral Reef Initiative.
- _____ (2018c). *South Asia Factsheet - Communicating the Economic and Social Importance of Coral Reefs for South East Asian Countries*. International Coral Reef Initiative.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2014). *Climate Change 2014 – Impacts, Adaptation and Vulnerability: Part A: Global and Sectoral Aspects: Working Group II Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report* vol. 1. C.B Field, and others, eds. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415379>.
- _____ (2018). Summary for policymakers. In *Global Warming of 1.5°C. An IPCC Special Report on the Impacts of Global Warming of 1.5°C above Pre-Industrial Levels and Related Global Greenhouse Gas Emission Pathways, in the Context of Strengthening the Global Response to the Threat of Climate Change, Sustainable Development, and Efforts to Eradicate Poverty*. V. Masson-Delmotte, and others, eds., p. 24.
- Jackson, Jeremy, and others (2014). *Status and Trends of Caribbean Coral Reefs: 1970–2012*. Gland, Switzerland: Global Coral Reef Monitoring Network, ICUN.
- Johns, Kerryn A., and others (2018). Macroalgal feedbacks and substrate properties maintain a coral reef regime shift. *Ecosphere*, vol. 9, No. 7, art. e02349.
- Johnson, Christopher N., and others (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, vol. 356, No. 6335, pp. 270–275.
- Jones, Kendall R., and others (2018). The location and protection status of Earth’s diminishing marine wilderness. *Current Biology*, vol. 28, No. 15, pp. 2506–2512.
- Kayal, Mohsen, and others (2012). Predator Crown-of-Thorns Starfish (*Acanthaster planci*) Outbreak, Mass Mortality of Corals, and Cascading Effects on Reef Fish and Benthic Communities. *PLOS ONE*, vol. 7, No. 10, pp. 1–9. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0047363>.
- Keesing, John K. and others (2019). Two time losers: selective feeding by crown-of-thorns starfish on corals most affected by successive coral-bleaching episodes on western Australian coral reefs. *Marine Biology*, vol. 166, No. 72. <https://doi.org/10.1007/s00227-019-3515-3>.
- Kerr, Rodrigo, and others (2018). Northern Antarctic Peninsula: a marine climate hotspot of rapid changes on ecosystems and ocean dynamics. *Deep-Sea Research Part II Topical Studies in Oceanography*, vol. 149, pp. 4–9.
- Kittinger, John, and others (2012). Human dimensions of coral reef social-ecological systems. *Ecology and Society*, vol. 17, No. 4. <https://doi.org/10.5751/ES-05115-170417>.

- Kittinger, John, and others (2016). Restoring ecosystems, restoring community: socioeconomic and cultural dimensions of a community-based coral reef restoration project. *Regional Environmental Change*, vol. 16, No. 2, pp. 301–313.
- Kuffner, Ilsa B., and others (2019). Improving estimates of coral reef construction and erosion with in situ measurements. *Limnology and Oceanography*. <https://doi.org/10.1002/lno.11184>.
- Kumagai, Naoki H., and others (2018). Ocean currents and herbivory drive macroalgae-to-coral community shift under climate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 36, pp. 8990–8995.
- Leggat, William P., and others (2019). Rapid coral decay is associated with marine heatwave mortality events on reefs. *Current Biology*, vol. 29, No. 16, pp. 2723–2730. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.06.077>.
- Lirman, D. and S. Schopmeyer (2016). Ecological solutions to reef degradation: optimizing coral reef restoration in the Caribbean and Western Atlantic. *PeerJ* 4: e2597; <https://doi.org/10.7717/peerj.2597>.
- Lizcano-Sandoval, Luis David, and others (2019). Climate change and Atlantic Multidecadal Oscillation as drivers of recent declines in coral growth rates in the Southwestern Caribbean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 38.
- Lough, J.M., and others (2018). Increasing thermal stress for tropical coral reefs: 1871–2017. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 6079.
- Loya, Yossi, and others (2016). *Theme Section on Mesophotic Coral Ecosystems: Advances in Knowledge and Future Perspectives*. *Coral Reefs*, vol. 35, pp. 1–9
- MacNeil, M., and others (2017). Age and growth of an outbreaking *Acanthaster* cf. *solaris* population within the Great Barrier Reef. *Diversity*, vol. 9, No. 1, art. 18.
- Matz, Mikhail V., and others (2018) Potential and limits for rapid genetic adaptation to warming in a Great Barrier Reef coral. *PLoS Genetics*, 14(4), e1007220. <https://doi.org/10.1371/journal.pgen.1007220>.
- Mcfield, Melanie, and others (2018). *2018 Mesoamerican Reef Report Card*. Healthy Reefs Initiative. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19679.36005>.
- Morais, Juliano, and others (2018). Research gaps of coral ecology in a changing world. *Marine Environmental Research*, vol. 140, pp. 243–250.
- Moritz, Charlotte, and others, eds. (2018). *Status and Trends of Coral Reefs of the Pacific*, Global Coral Reef Monitoring Network.
- Mumby, Peter J., and others (2014). *Towards Reef Resilience and Sustainable Livelihoods: A handbook for Caribbean coral reef managers*.
- Muniz-Castillo, Aaron Israel, and others (2019). Three decades of heat stress exposure in Caribbean coral reefs: a new regional delineation to enhance conservation. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 11013. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-47307-0>.
- Murakami, Hiroyuki, and others (2014). Contributing factors to the recent high level of accumulated cyclone energy (ACE) and power dissipation index (PDI) in the North Atlantic. *Journal of Climate*, vol. 27, No. 8, pp. 3023–3034.
- Nelson, Hannah R., and Andrew H. Altieri (2019). Oxygen: the universal currency on coral reefs. *Coral Reefs*, vol. 38, No. 2, pp. 177–198.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (2020). *Coral reef condition: A status report for the Flower Garden Banks*. NOAA Coral Reef Conservation Program. Silver Spring, Maryland, United States.
- Obura, David, and others (2017). *Coral Reef Status Report for the Western Indian Ocean*. Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN)/International Coral Reef Initiative (ICRI), p. 144.
- Perry, Chris T., and others (2013). Caribbean-wide decline in carbonate production threatens coral reef growth. *Nature Communications*, vol. 4, No. 1, art. 1402.
- Perry, Chris T., and others (2018). Loss of coral reef growth capacity to track future increases in sea level. *Nature*, vol. 558, No. 7710, pp. 396–400.

- Popova, Ekaterina, and others (2016). From global to regional and back again: common climate stressors of marine ecosystems relevant for adaptation across five ocean warming hotspots. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 6, pp. 2038–2053.
- Randall, Carly J., and Robert van Woesik (2015). Contemporary white-band disease in Caribbean corals driven by climate change. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 4, p. 375.
- Ricci, Francesco, and others (2019). Beneath the surface: community assembly and functions of the coral skeleton microbiome. *EcoEvoRxiv*. <https://doi.org/10.32942/osf.io/9yfw8>.
- Rinkevich, Baruch (2019). The active reef restoration toolbox is a vehicle for coral resilience and adaptation in a changing world. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 7, No. 7, art. 201.
- Rodríguez-Vilalobos, J.C., and A. Ayala-Bocos (2018). Coral colonies in the eastern tropical Pacific: predation by *Acanthaster cf. solaris*. *Pacific Conservation Biology*, vol. 24, No. 4, pp. 419–420.
- Ruiz-Moreno, Diego, and others (2012). Global coral disease prevalence associated with sea temperature anomalies and local factors. *Diseases of Aquatic Organisms*, vol. 100, No. 3, pp. 249–261.
- Saponari, Luca, and others (2018). Monitoring and assessing a 2-year outbreak of the corallivorous seastar *Acanthaster planci* in Ari Atoll, Republic of Maldives. *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 190, No. 6, art. 344.
- Schemmel, Eva, and others (2016). The codevelopment of coastal fisheries monitoring methods to support local management. *Ecology and Society*, vol. 21, No. 4.
- Serrano, Eduard, and others (2018). Demographics of the zooxanthellate coral *Oculina patagonica* along the Mediterranean Iberian coast in relation to environmental parameters. *Science of The Total Environment*, vol. 634, pp. 1580–1592.
- Shaver, Elizabeth C., and others (2018). Local management actions can increase coral resilience to thermally-induced bleaching. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 2, No. 7, p. 1075.
- Smale, Dan A., and others (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature Climate Change*, vol. 9, No. 4, p. 306.
- Spalding, Mark, and others (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, vol. 82, pp. 104–113.
- Steiner, Zvi, and others (2018). Water chemistry reveals a significant decline in coral calcification rates in the southern Red Sea. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 3615.
- Storlazzi, Curt D., and others (2019). Rigorously valuing the role of US coral reefs in coastal hazard risk reduction. US Geological Survey.
- Teh, Louise S.L., and others (2013). A global estimate of the number of coral reef fishers. *PLoS One*, vol. 8, No. 6, e65397.
- Timpte, Malte, and others (2018). Engaging diverse experts in a global environmental assessment: participation in the first work programme of IPBES and opportunities for improvement. *Innovation: The European Journal of Social Science Research*, vol. 31, No. sup1, pp. S15–S37.
- Turner, Rachel A., and others (2018). Social fit of coral reef governance varies among individuals. *Conservation Letters*, vol. 11, No. 3, e12422.
- United Nations (2017a). Chapter 43: Tropical and sub-tropical coral reefs. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Environment Programme (UNEP) and others (2018). *Plastics and Shallow Water Coral Reefs. Synthesis of the Science for Policy-Makers*. Nairobi: UNEP.
- Vallès, Henri, and Hazel A. Oxenford (2018). Simple family-level parrotfish indicators are robust to survey method. *Ecological Indicators*, vol. 85, pp. 244–252.
- Van Hooidonk, Ruben, and others (2014). Opposite latitudinal gradients in projected ocean acidification and bleaching impacts on coral reefs. *Global Change Biology*, vol. 20, No.1, pp. 103–112.

- Van Oppen, Madeleine J.H., and others (2017). Shifting paradigms in restoration of the world's coral reefs. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 9, pp. 3437–3448.
- Van Woesik, Robert, and Carly J. Randall (2017). Coral disease hotspots in the Caribbean. *Ecosphere*, vol. 8, No. 5, art. e01814.
- Vargas-Ángel, Bernardo, and others (2019). El Niño-associated catastrophic coral mortality at Jarvis Island, central Equatorial Pacific. *Coral Reefs* vol. 38, pp. 731–741.
- Vitousek, Sean, and others (2017). Doubling of coastal flooding frequency within decades due to sea-level rise. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, art. 1399.
- Walsh, Kevin J.E., and others (2016). Tropical cyclones and climate change. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, vol. 7, No. 1, pp. 65–89.
- Wernberg, Thomas, and others (2016). Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. *Science*, vol. 353, No. 6295, pp. 169–172.
- Wilson, Laura J., and others (2016). Climate-driven changes to ocean circulation and their inferred impacts on marine dispersal patterns. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 25, No. 8, pp. 923–939.
- Wilson, Shaun K., and others (2018). Climatic forcing and larval dispersal capabilities shape the replenishment of fishes and their habitat-forming biota on a tropical coral reef. *Ecology and Evolution*, vol. 8, No. 3, pp. 1918–1928.
- Yamano, Hiroya, and others (2011). Rapid poleward range expansion of tropical reef corals in response to rising sea surface temperatures. *Geophysical Research Letters*, vol. 38, No. 4.
- Yara, Yumiko, and others (2012). Ocean acidification limits temperature-induced poleward expansion of coral habitats around Japan. *Biogeosciences*, vol. 9, No. 12, pp. 4955–4968.
- Yasuda, Nina (2018). Distribution Expansion and Historical Population Outbreak Patterns of Crown-of-Thorns Starfish, *Acanthaster planci* sensu lato, in Japan from 1912 to 2015. In *Coral Reef Studies of Japan*, pp. 125–148. Springer, Singapore.

Chapitre 7E

Coraux d'eau froide

Contributeurices et contributeurs : Erik Cordes (organisateur de l'équipe de rédaction), Malcolm R. Clark, Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Sebastian Hennige et Georgios Kazanidis.

Principales observations

- Les écosystèmes de coraux et d'éponges d'eau froide sont présents le long des marges continentales et des dorsales médio-océaniques et sur les monts sous-marins du monde entier. Ils fournissent un habitat à de nombreuses espèces et contribuent au piégeage du carbone.
- Les connaissances de base sur la biologie et la distribution des coraux d'eau froide sont encore limitées aux quelques zones des grands fonds océaniques qui ont été explorées.
- La pêche, le forage pétrolier en mer, l'exploitation minière en haute mer, les dépôts de déchets et les changements climatiques demeurent les principales menaces identifiées. Certaines mesures visant à réduire le chalutage de fond et à établir des zones marines protégées ont eu des effets. Cependant, en raison de leur croissance lente et de leur longue durée de vie, les coraux d'eau froide affectés par des impacts anthropiques peuvent mettre des décennies, voire des siècles, à se reconstituer.
- Les coraux d'eau froide sont très sensibles aux températures élevées et à la désoxygénation, mais des travaux récents suggèrent qu'ils sont relativement résistants à l'acidification des océans, en particulier lorsque les ressources nutritionnelles sont abondantes.
- Le déclin projeté des effectifs de coraux d'eau froide va réduire les habitats disponibles pour certaines espèces importantes d'un point de vue commercial, diminuer le piégeage du carbone dans les eaux profondes et éliminer des ressources génétiques potentielles. Il aura donc une incidence sur de nombreux objectifs de développement durable, en particulier l'objectif 14, mais aussi les objectifs 2, 10 et 12¹.

1. Introduction et résumé de la première Évaluation mondiale de l'océan

Les coraux d'eau froide (CEF) sont présents dans le monde entier (figure I), formant des habitats importants qui abritent une grande diversité et biomasse d'organismes associés. Conformément au cadre établi dans la première Évaluation des océans du monde (Nations Unies, 2017), le présent chapitre se concentre sur les coraux se trouvant en dessous de 200 m de profondeur. Les CEF se développent là où des substrats durs sont disponibles, sur les marges continentales, les crêtes médio-océaniques (chap. 7O) et les monts sous-marins (chap. 7L) du monde entier. Ces habitats sont des composantes des pentes des îles volcaniques (incluses dans le chapitre 7C), des canyons sous-marins (chap. 7J) et des fjords, des monts sous-marins et des pinacles (chap. 7L) ainsi que des crêtes et des plateaux (chap. 7O). Les habitats coralliens peuvent se trouver à la périphérie des suintements froids

et des cheminées hydrothermales éteintes (chap. 7P). Les CEF, les éponges et les espèces associées interagissent aussi directement avec le milieu océanique supérieur (chap. 7N) par couplage benthique-pélagique. La productivité dérivée de la surface constitue la base énergétique de la grande majorité du réseau trophique hauturier, et les systèmes de CEF recyclent des nutriments qui peuvent alimenter la productivité de surface par le biais des remontées d'eau et du transport des nutriments par les migrateurs verticaux journaliers.

La modélisation des habitats à l'échelle mondiale prévoit que les principaux coraux scléroustacés (bâisseurs de récifs) d'eau froide (figure II) sont probablement plus abondants dans :

- a) Les zones de substrat dur nécessaires à la fixation des larves de corail;
- b) Les eaux sursaturées en aragonite;

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

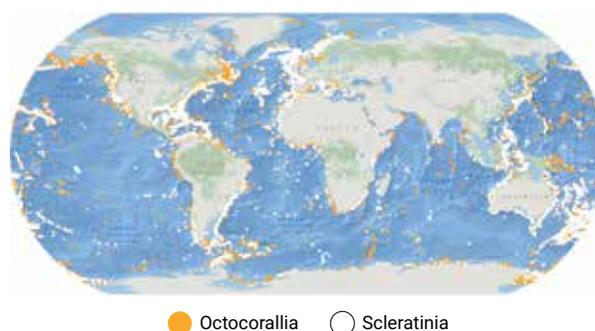
- c) Les profondeurs inférieures à 1 500 m;
- d) Les masses d'eau contenant des concentrations d'oxygène dissous supérieures à 4 ml/l;
- e) Les eaux dont la salinité se situe entre 34 et 37 unités de salinité pratique;
- f) Les eaux dont la température se situe entre 5 et 10 °C (Davies et Guinotte, 2011).

Cependant, les CEF de différents taxons occupent des niches plus larges dans les profondeurs de l'océan (Quattrini et al., 2013, 2017). Les aliments sont fournis aux CEF par des plongées d'eau rapides (Davies et al., 2009), des courants géostrophiques, des vagues internes, des marées, des colonnes de Taylor (tourbillons provoquant des remontées d'eau et augmentant la concentration d'aliments; White et al., 2005), des couches néphéloïdes intermédiaires et de fond (Mienis et al., 2007), et des migrants verticaux journaliers (Maier et al., 2019).

Les écosystèmes des CEF fournissent des services essentiels aux populations humaines et à leur bien-être (voir aussi section 3). Les services démontrés comprennent la découverte de nouvelles ressources génétiques marines (chap. 23), le piégeage du carbone et une valeur esthétique importante (voir Thurber et al., 2014, pour une analyse). Plus directement, les CEF fournissent un habitat servant d'abri et/ou de nourricerie pour les stocks de poissons exploités commercialement ou exploitables (Baillon et al., 2012; Quattrini et al., 2012; Roberts et al., 2009). L'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO) reconnaît depuis 2009 les taxons de CEF comme des indicateurs d'écosystèmes marins vulnérables et l'Assemblée générale, dans ses résolutions 59/25 et 61/105, a appelé à des mesures de conservation pour protéger les écosystèmes marins vulnérables des impacts anthropiques.

La richesse des niches, combinée à une grande disponibilité alimentaire, fait de certains récifs de CEF des zones sensibles pour la biodiversité et la biomasse, y compris pour des centaines d'autres espèces sessiles et mobiles (Cordes et al., 2008; Henry et Roberts, 2007), ainsi que pour le cycle du carbone et des nutriments (Cathalot et al., 2015; van Oevelen et al., 2009).

Figure I
Carte de la répartition mondiale des coraux d'eau profonde, y compris la sous-classe des Octocorallia (gorgones, coraux mous) et l'ordre des Scleractinia (coraux pierreux)



Sources : Registres des occurrences de coraux tirés de Freiwald et al., 2017, disponible à l'adresse <https://data.unep-wcmc.org/datasets/3>; système d'information sur la biodiversité des océans, disponible à l'adresse <https://obis.org>; base de données sur les coraux et les éponges des grands fonds de la National Oceanic and Atmospheric Administration, disponible à l'adresse www.ncei.noaa.gov/maps/deep-sea-corals/mapSites.htm. Carte reproduite avec l'aimable autorisation du Dr. Jay Lunden.
Note : La carte de base sous-jacente a été créée dans ArcGIS Pro v.2.3, en utilisant des données compilées à partir de plusieurs sources et fournisseurs de données, notamment la Carte générale bathymétrique des océans (GEBCO_08 Grid), la National Oceanic and Atmospheric Administration, National Geographic, Garmin, Here, Geonames.org et Esri, ainsi que plusieurs autres contributeurs.

2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020

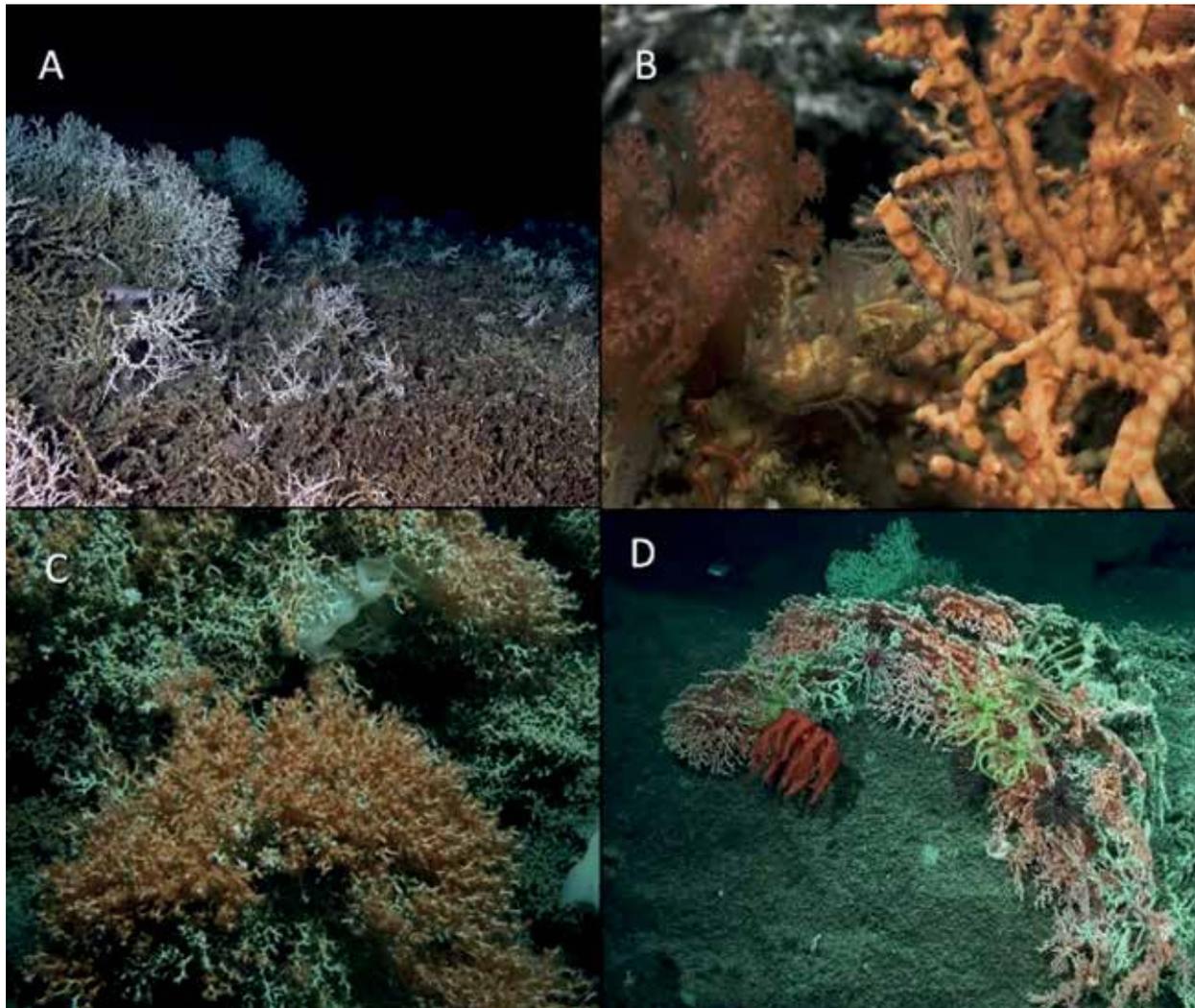
En tant qu'organismes sessiles à croissance très lente, les CEF et les cadres qu'ils créent (vivants ou morts) sont extrêmement vulnérables aux impacts directs et indirects du chalutage de fond, de l'exploration pétrolière et gazière

et de l'exploitation minière en haute mer. Si les facteurs de stress actuels des CEF ne sont pas sensiblement différents de ceux identifiés dans la première Évaluation, la répartition des pressions et leur ampleur ont évolué. Alors que

les activités de pêche (chap. 15) se poursuivent en eaux profondes et que les recherches de réserves de pétrole et de gaz (chap. 19) se déplacent plus au large, ces activités impactent plus fréquemment les jardins et récifs de CEF. En outre, les rejets accidentels d'hydrocarbures (chap. 11) associés à l'extraction de pétrole et de gaz peuvent avoir des effets drastiques sur ces habitats, comme l'a montré la marée noire de Deepwater Horizon en 2010 dans le golfe du

Mexique (Fisher et al., 2014; White et al., 2012a). À proximité de la marée noire, où plus de 50 % des colonies d'octocoraux individuels ont été touchées par la marée noire, leur santé et leur taille ont continué à décliner (Hsing et al., 2013). Des signes de rétablissement ont été observés dans les colonies de corail dont le recouvrement par le pétrole et le dispersant est inférieur à 50 %, bien que des pertes de branches aient également été observées (Hsing et al., 2013).

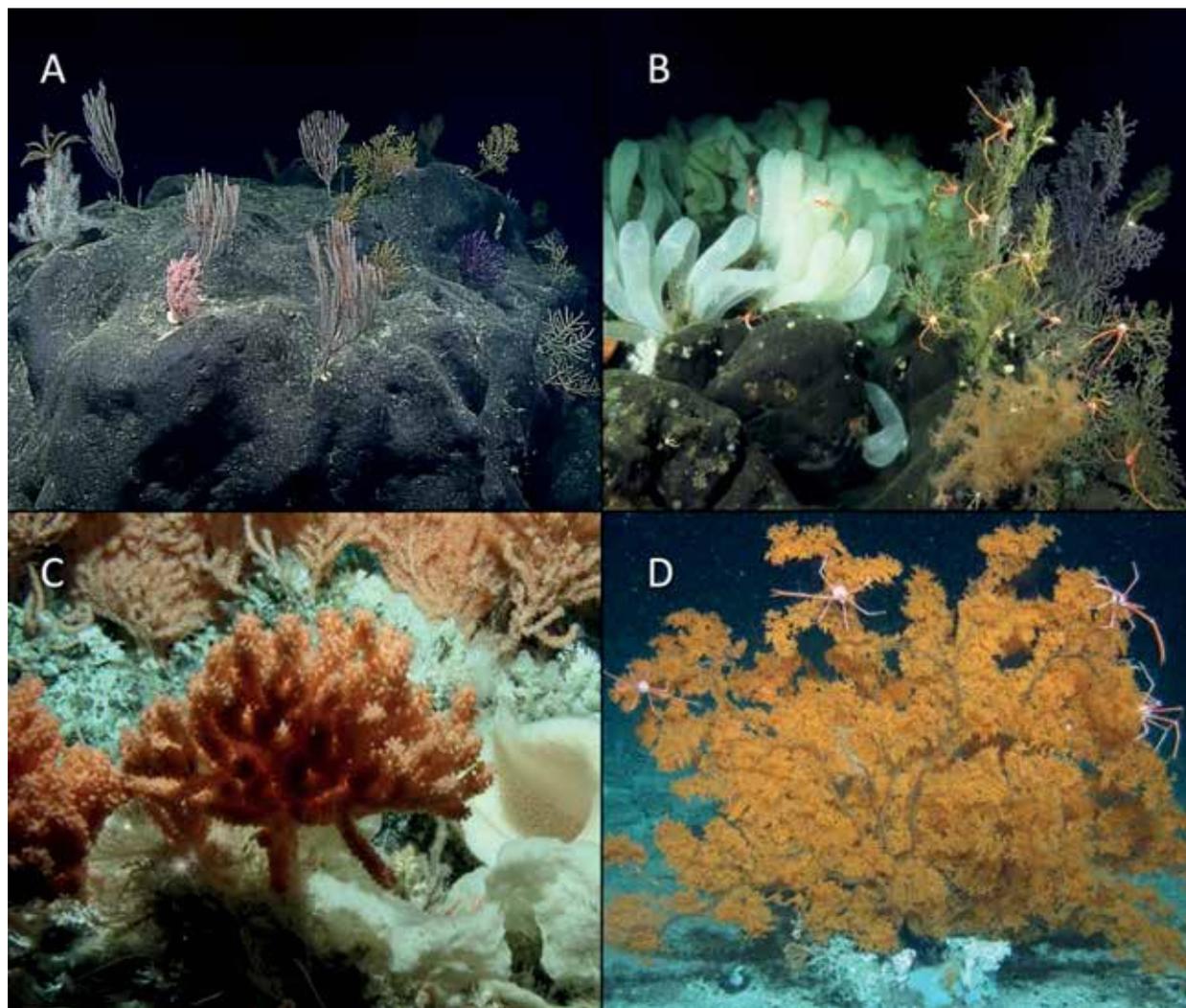
Figure II
Coraux scléactiniaires communs d'eau froide



Sources : A et B. Images reproduites avec l'aimable autorisation du programme Deep Search, du Bureau américain de gestion de l'énergie océanique, du Service géologique des États-Unis et de la National Oceanic and Atmospheric Administration; copyright WHOI. C. Image reproduite avec l'aimable autorisation de Malcolm Clark, National Institute of Water and Atmospheric Research de Nouvelle-Zélande. D. Image reproduite avec l'aimable autorisation d'Erik Cordes et de l'Institut océanique Schmidt.

Notes : A. *Lophelia pertusa* et B. *Madrepora oculata*, et octocorail de la famille des Nephtheidae de la côte atlantique des États-Unis. C. *Solenosmilia variabilis* du Pacifique au large de la Nouvelle-Zélande. D. *Enallopsamia profunda* des îles Phoenix dans le Pacifique central.

Figure III
Jardins d'octocoraux d'eau froide représentatifs



Sources : A. Image reproduite avec l'aimable autorisation d'Erik Cordes et de l'Institut océanique Schmidt. B. Image reproduite avec l'aimable autorisation d'Erik Cordes et du programme ROC HITS (Research on Cold Seeps and How They Influence the Sea), de l'United States National Science Foundation, et de l'Institut océanique Schmidt. C. Image reproduite avec l'aimable autorisation de Malcolm Clark, National Institute of Water and Atmospheric Research de Nouvelle-Zélande. D. Image reproduite avec l'aimable autorisation de J. Murray Roberts et de l'expédition Changing Ocean, 2012.

Notes : A. Grande diversité d'octocoraux (principalement des primnoïdes et des plexaurides) et de coraux antipathariens des îles Phoenix, dans le Pacifique central. B. Colonies d'octocoraux *Paramuricea* spp. jaunes et violets avec des crabes chirostyliidés oranges associés et éponges *Euplectella* spp. hexactinellides (éponges de verre) à gauche de l'image. C. Octocoraux *Paragorgia* spp., hydrocoraux stylasterides et éponges hexactinellides de la crête de Macquarie, Nouvelle-Zélande. D. Grande colonie de *Leiopathes glaberrima* dans l'Atlantique Nord-Est.

Les impacts des activités de pêche sur les CEF sont bien connus, le chalutage de fond, en particulier, ayant de forts effets physiques directs (par exemple, rupture ou délogement de colonies) ainsi que des effets secondaires de sédimentation (par exemple, étouffement d'individus ou de colonies) (voir l'analyse

réalisée par Clark et al., 2016). Les enquêtes menées sur les populations de coraux présentes sur les monts sous-marins au large de l'Australie et de la Nouvelle-Zélande montrent peu de signes de rétablissement 15 ans après l'arrêt du chalutage, mais là où d'autres monts sous-marins non exploités ont été protégés,

on observe des populations de coraux denses (Clark et al., 2019; Williams et al., 2010). Des travaux récents sur la chaîne de monts sous-marins Hawaiian-Emperor suggèrent qu'une repousse des CEF pourrait avoir lieu entre 300 et 600 m de profondeur, 30 à 40 ans après l'arrêt de la pêche (Baco et al., 2019). En général, l'ampleur estimée du chalutage en haute mer a diminué au cours des dernières décennies (par exemple, Victorero et al., 2018).

Toute prévision de la réaction des populations de CEF aux perturbations anthropiques nécessite une connaissance de leur répartition actuelle et de leur résilience. Les récents modèles d'habitat prédictifs ont conduit à de nouvelles découvertes de CEF au moyen d'un processus productif et itératif (par exemple, Georgian et al., 2020) et au développement de nouvelles techniques de modélisation (Robert et al., 2016; Diesing et Thorsnes, 2018). Parmi les découvertes récentes figurent des populations d'octocoraux bâtisseurs d'habitats (figure III) sur le plateau continental de l'Antarctique (Ambroso et al., 2017), des récifs coralliens scléractiniaux dans les eaux à faible pH du Pacifique Nord (Baco et al., 2017; Gómez et al., 2018) et des milliers de monticules de CEF survivant avec de faibles teneurs en oxygène dissous le long de la marge continentale atlantique du Maroc (Wienberg et al., 2018).

Il est également nécessaire de comprendre les facteurs de reproduction qui influencent la distribution des CEF pour déterminer leur potentiel de recolonisation. Des études récentes indiquent que les larves de *Lophelia pertusa* sont planctotrophes et résident dans la partie supérieure de la colonne d'eau jusqu'à cinq semaines avant de se fixer (Larsson et al., 2014; Strömberg et Larsson, 2017). Les similitudes dans la structure génétique du corail solitaire *Desmophyllum dianthus* (Miller et Gunasekera, 2017) sur de grandes surfaces suggèrent une large connectivité (Holland et al., 2019). À l'inverse, la structure génétique variable du corail pierreux *Solenosmilia variabilis*, bâtisseur de récifs, suggère que la reproduction asexuée et le recrutement localisé pourraient

être prévalents (Miller et Gunasekera, 2017). Zeng et al. (2017) font état d'une différenciation génétique entre trois espèces de CEF au large de la Nouvelle-Zélande, principalement déterminée par les courants régionaux et locaux (Dueñas et al., 2016; Holland et al., 2019). Les rares études génétiques des populations d'octocoraux d'eau profonde indiquent que le flux de gènes entre les populations est limité à celles qui résident à des profondeurs similaires, les masses d'eau créant des barrières à la dispersion des larves et à l'échange génétique (Baco et Shank, 2005; Quattrini et al., 2015).

Le recours accru aux observatoires à long terme, identifié comme une lacune majeure en matière de renforcement des capacités dans la première Évaluation, a mis en évidence l'influence de l'hétérogénéité des fonds marins (Pierdomenico et al., 2017), de l'hydrodynamique (Mienis et al., 2019) et de la dynamique de croissance *in situ* (Lartaud et al., 2017) sur l'étendue spatiale et la morphologie des habitats de CEF à l'échelle locale (De Clippele et al., 2018), et sur la composition de la faune des CEF et des éponges à l'échelle régionale (van Soest et de Voogd, 2015; Radice et al., 2016). La modélisation des interactions entre les courants de marée et les monticules de CEF suggère une augmentation de la plongée des particules alimentaires de surface qui favorise la prolifération des communautés benthiques (Cyr et al., 2016; Soetaert et al., 2016). Les données de l'observatoire océanique câblé Lofoten-Vesterålen² ont permis d'identifier un mélange par turbulence en hiver et au printemps ainsi qu'une migration verticale du zooplancton dans les eaux stratifiées des mois les plus chauds comme étant les mécanismes d'approvisionnement alimentaire des CEF sur le plateau continental norvégien. Elles ont également mis en évidence les avantages des observatoires océaniques durables (Van Engeland et al., 2019).

Les changements climatiques restent une menace persistante et omniprésente pour les CEF en raison du réchauffement global et de l'acidification des océans, de la désoxygénation,

² Disponible à l'adresse <http://love.statoil.com>.

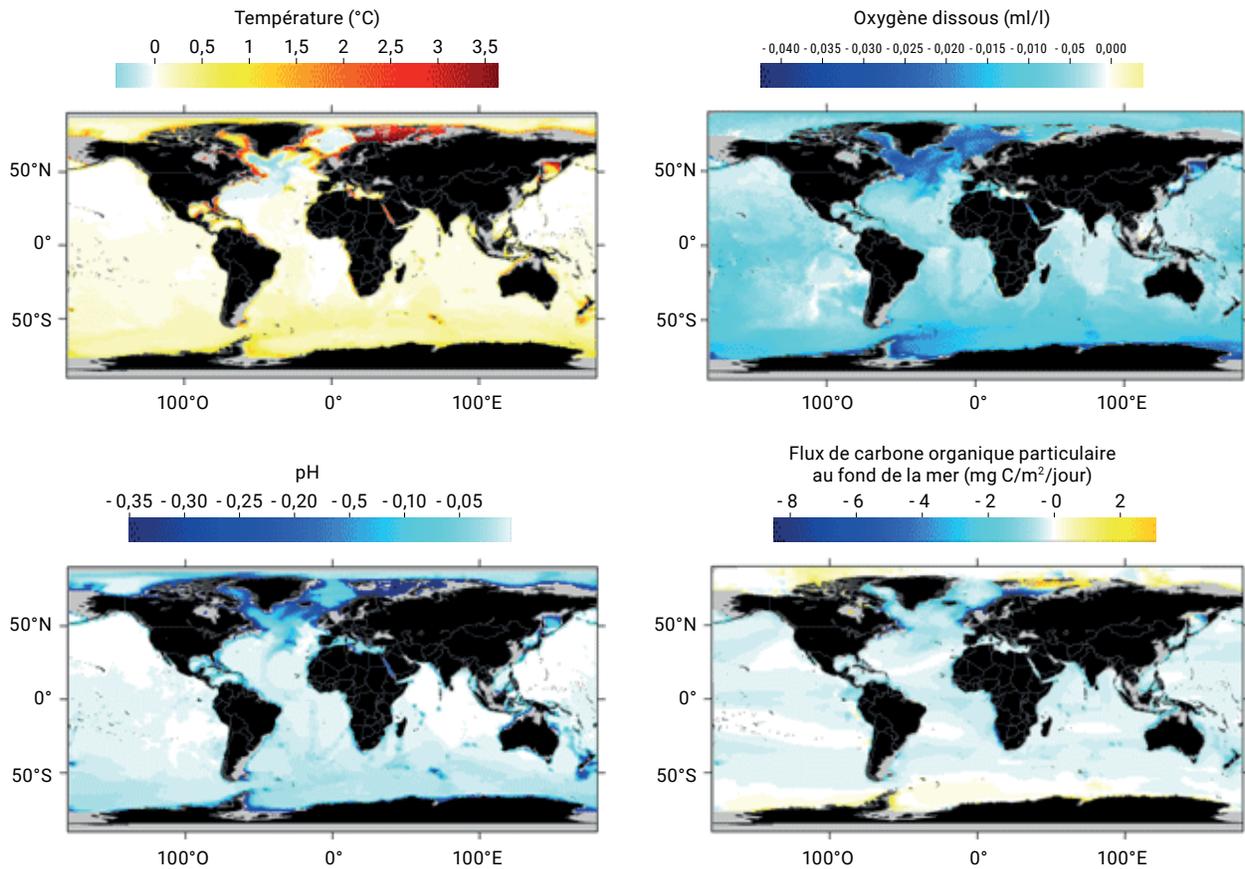
de la réduction de l'approvisionnement alimentaire (figure IV) et des effets cumulés de ces facteurs de stress (Hebbeln et al., 2019; Sweetman et al., 2017; Wienberg et Titschack, 2017). Actuellement, de nombreux CEF qui se trouvent à de faibles profondeurs semblent être proches des limites de leur tolérance thermique (Georgian et al., 2016b; Morato et al., 2020). Ce phénomène peut être particulièrement important dans les régions où la température de l'océan change le plus rapidement (Levin et Le Bris, 2015; voir également chap. 5 de la présente Évaluation). L'extension des zones de minimum d'oxygène représente peut-être une menace plus immédiate pour les coraux vivants (Fink et al., 2012; Lunden et al., 2014; Tamborrino et al., 2019).

Aux extrémités de leur aire de distribution, les coraux semblent être limités par des états de saturation en aragonite et en calcite. Cependant, plusieurs rapports indiquent que des coraux scléactiniaires survivent et se développent sous l'horizon de saturation en aragonite (Baco et al., 2017; Gómez et al., 2018) et que des octocoraux persistent à des profondeurs proches ou inférieures à l'horizon de saturation en calcite (Quattrini et al., 2017). Dans des eaux sous-saturées, les colonies de coraux peuvent continuer à se calcifier lors d'expériences en laboratoire, bien que des réponses variables aient été observées chez différentes espèces et populations (par exemple, Gammon et al., 2018; Georgian et al., 2016a). Les différences de réponses à l'acidification des océans observées chez les CEF indiquent une sensibilité interspécifique distincte aux changements environnementaux et suggèrent l'importance de l'approvisionnement alimentaire et de l'allocation d'énergie dans la nature de la réponse (Kurmann et al., 2017; Glazier et al., 2020). La réduction de la couverture tissulaire des squelettes coralliens peut rendre les coraux plus vulnérables à l'acidification, car un pH réduit peut augmenter la dissolution chimique (Hennige et al., 2015) et même le taux de bioérosion (Schönberg et al., 2017) du squelette d'un corail mort, qui constitue une grande partie de la structure des récifs coralliens sur pied.

Des expériences en laboratoire ont démontré que la tolérance des CEF à une température élevée, à un pH faible et à un faible taux d'oxygène dissous s'améliore lorsque les ressources nutritionnelles sont abondantes. Par exemple, il a été souligné que des impulsions alimentaires régulières au profit de l'espèce *Lophelia pertusa* scléactinienne hermatypique (bâtitrice de récifs) étaient importantes pour maintenir son taux métabolique (Georgian et al., 2016a; Maier et al., 2019). Des études récentes ont révélé que *L. pertusa* héberge un microbiome polyvalent, probablement façonné par l'état nutritionnel ou les conditions environnementales, tandis que *Madrepora oculata*, un autre CEF bâtisseur de récifs, possède un microbiome plus stable et plus constant, indépendamment des conditions sous-jacentes (Meistertzheim et al., 2016). Cependant, il n'a pas été possible de déterminer dans quelle mesure cette variabilité de la communauté microbienne confère une plasticité métabolique aux espèces coralliennes dans leur environnement naturel. Des travaux expérimentaux ont permis de découvrir comment les éponges, qui contribuent de manière essentielle aux écosystèmes des CEF, peuvent proliférer dans des conditions de limitation de la nourriture (Kazanidis et Witte, 2016; Kazanidis et al., 2018).

Les menaces émergentes comprennent les débris marins, des microplastiques (voir aussi chap. 12) ayant été observés dans les coraux à toutes les profondeurs de l'océan (Taylor et al., 2016), et les perturbations physiques associées à l'exploitation minière en eaux profondes (voir également chap. 18), en particulier sur les monts sous-marins et à proximité des dépôts hydrothermaux actifs et éteints. Il est possible de mettre en œuvre directement des actions de restauration dans les communautés de coraux d'eau profonde afin d'accélérer leur rétablissement après une perturbation, bien que ces techniques n'aient été examinées que par un nombre limité d'études pilotes (par exemple, Boch et al., 2019).

Figure IV
 Modélisation des changements environnementaux dans les grands fonds marins (> 200 m) en 2100 (par rapport à aujourd'hui)



Source : Sweetman et al., 2017.

3. Conséquences économiques et sociales

Les CEF se retrouvent de plus en plus exposés aux activités anthropiques, motivées par des intérêts économiques et sociaux, à mesure que s'élargit l'éventail des activités humaines en haute mer. L'évolution de la distribution des CEF par élimination ou survie différentielle, ainsi que les changements en matière de santé et de métabolisme, affecteront de nombreux objectifs de développement durable. Au-delà des changements évidents et directs en rapport avec l'objectif 14, les CEF et les éponges présentent un intérêt croissant en tant que ressources génétiques pour le développement de produits pharmaceutiques (Molinski et al., 2009; Rocha et al., 2011), lesquelles seraient affectées par la perte d'espèces et d'habitats.

Les habitats des CEF et des éponges séquestrent activement le carbone via l'alimentation et les précipitations de carbonate dans les profondeurs de l'océan (Kahn et al., 2015; Soetaert et al., 2016). Bien qu'il existe peu d'estimations empiriques permettant de chiffrer ces processus, le piégeage du carbone par les CEF pourrait contribuer à atténuer les changements climatiques (objectif 13), y compris l'acidification des océans (cible 14.3).

Les CEF fournissent également un habitat à de nombreux poissons, y compris d'importantes espèces pour la pêche comme l'espadon (*Xiphias gladius*), l'hoplostète orange (*Hoplostethus atlanticus*) et les poissons du

complexe vivaneau-mérou (Ross et Quattrini, 2009; Morato et al., 2020). Les écosystèmes des CEF recyclent également les nutriments en profondeur avant qu'ils ne soient ramenés à la surface par les remontées d'eau pour alimenter la productivité des eaux peu profondes (White et al., 2012b; Soetaert et al., 2016). Par conséquent, les changements intervenus dans leur distribution et dans leurs fonctions écosystémiques affecteront l'objectif 2 et la sécurité alimentaire durable qui y est associée ainsi que l'utilisation des ressources marines (objectif 14). Des changements dans la disponibilité des ressources nutritionnelles ou génétiques dérivées des CEF affecteraient de manière disproportionnée les avantages

économiques des petits États insulaires en développement et des pays les moins avancés, ce qui aurait une incidence sur la réalisation de l'objectif 10.

Les récents efforts de conservation ont abouti à la protection des CEF et des écosystèmes d'éponges, notamment grâce à l'interdiction des activités de pêche par l'Union européenne et autour de nombreux monts sous-marins dans le Pacifique Nord et Sud, ainsi qu'à la création de zones protégées telles que le monument national marin des Canyons du Nord-Est et des Monts sous-marins, la zone protégée des îles Phoenix et le monument national marin des îles éloignées du Pacifique.

4. Principaux changements et conséquences par région

Si les activités humaines ont des répercussions sur les CEF à l'échelle mondiale, l'ampleur de ces dernières est marquée par des disparités régionales. Par exemple, les activités pétrolières et gazières en eaux profondes sont plus répandues dans le golfe du Mexique (Cordes et al., 2016), ce qui entraîne des problèmes potentiels plus importants dans cette région. L'exploration pétrolière et gazière en eaux profondes se développe dans les Caraïbes, dans l'Atlantique Sud (au large des côtes du Brésil, de la Namibie et de l'Afrique du Sud) et dans l'océan Indien (au large du Mozambique et de l'Afrique du Sud). Cette expansion et les effets potentiels qui en découlent se produisent dans des régions où la capacité à mener des examens et des évaluations de l'environnement en eaux profondes est plus faible, et les efforts futurs devraient être axés sur l'augmentation de cette capacité (voir également la section 7). Le chalutage de fond en haute mer a tendance à se concentrer dans certaines régions du monde (par exemple, le Pacifique Sud-Ouest, l'océan Indien). Bien que l'étendue des fonds marins touchés et l'effort global aient diminué au cours des dernières décennies, la répartition limitée de ces activités de pêche concentre les impacts associés aux différents récifs et jardins de CEF situés sur les pinacles et les monts sous-marins qui sont ciblés.

Compte tenu de la variabilité régionale des impacts des changements climatiques, les effets sur les CEF seront spécifiques à chaque région. Par exemple, les zones de remontée d'eau (comme dans le Pacifique Nord) ont une profondeur de saturation en aragonite et en calcite relativement faible. Dans les régions où les coraux scléactiniaires vivent à proximité des horizons de saturation, les espèces sont en revanche plus exposées au risque potentiel d'acidification des océans sur des périodes relativement courtes (par exemple, Gómez et al., 2018). Les changements prévus dans la circulation océanique, selon les scénarios de changement climatique, comprennent un ralentissement de la circulation méridienne de retournement atlantique (Bryden et al., 2005; Thornalley et al., 2018), qui devrait avoir un impact sur la température, la salinité et l'approvisionnement alimentaire des coraux dans l'océan Atlantique Nord.

Les impacts émergents associés aux microplastiques et à l'exploitation minière en eaux profondes varient également d'une région à l'autre. Les microplastiques devraient avoir des répercussions plus importantes dans les régions comportant des canyons marins, car leurs structures facilitent le piégeage et la « canalisation » des matières submergées (Fabri et al., 2019; Pham et al., 2014). Les croûtes de ferromanganèse riches en cobalt, dont

l'extraction est motivée par le développement des technologies des batteries, se trouvent sur les monts sous-marins et les guyots. Ces dernières années, des licences d'exploration ont été délivrées par l'Autorité internationale des fonds marins pour les zones du nord-ouest de l'océan Pacifique et du sud de l'océan Atlantique qui abritent des monts sous-marins comportant des coraux pierreux et des octocoraux. Des concessions pour l'extraction de nodules polymétalliques dans la zone de

fracture de Clarion-Clipperton ont été délivrées et l'extraction de sulfures massifs des fonds marins pourrait bientôt commencer au large de la Papouasie-Nouvelle-Guinée. Les deux régions contiennent des CEF, et notamment des espèces de coraux noirs antipathariens à longue durée de vie (Boschen et al., 2013; Molodtsova et Opresko, 2017), ce qui allonge considérablement les délais de récupération après ce type d'activités de prélèvement.

5. Perspectives

Les tendances actuelles suggèrent que les activités humaines et les effets du changement global des océans vont continuer à augmenter dans les eaux profondes. Les réponses des CEF pourraient prendre plusieurs formes, notamment des déplacements de l'aire de répartition, des modifications du métabolisme et de la physiologie, ou bien des réductions locales et potentiellement étendues de la diversité

génétique, voire des extinctions d'espèces. Toutes ces réponses auraient un effet sur la répartition et l'ampleur des services écosystémiques fournis par les CEF. La réalisation de la cible 5 de l'objectif de développement durable 14, à savoir la conservation de 10 % des zones côtières et marines, améliorerait considérablement les perspectives des CEF.

6. Principales lacunes en matière de connaissances

Au niveau le plus élémentaire, une grande partie des fonds marins reste non cartographiée, bien que le projet Seabed 2030 ait fait de grands progrès et que les relevés bathymétriques multifaisceaux modernes couvrent désormais environ 20 % des fonds marins [Groupe de compilation de la Carte générale bathymétrique des océans (GEBCO), 2020]. En raison de l'éloignement des grands fonds marins, les connaissances actuelles sur les CEF et les structures qu'ils forment, ainsi que sur la variabilité des principaux facteurs environnementaux, sont encore très limitées. Il est manifestement nécessaire de surveiller les variables environnementales (par exemple, la température, l'oxygène dissous et le pH), en particulier dans les zones proches des limites des niches des espèces coralliennes, comme la périphérie des grandes zones de minimum d'oxygène, près de l'horizon de saturation en aragonite ou dans les bassins où la température est déjà élevée (c'est-à-dire la Méditerranée profonde), ainsi que là où les écosystèmes

de CEF sont menacés par les facteurs de stress cumulés des activités humaines.

La résilience des CEF aux changements des conditions océanographiques reste une lacune majeure en matière d'information. En particulier, la recherche sur les impacts de la désoxygénation est insuffisante par rapport aux études sur l'acidification des océans (Levin et Le Bris, 2015). Les coûts énergétiques à long terme associés à l'acclimatation des coraux, ou le potentiel d'adaptation à tous les facteurs de stress liés aux changements océaniques, et leurs combinaisons, restent à déterminer pour la plupart des espèces. Le cadre des coraux morts a été largement sous-étudié et la compréhension des processus de bioérosion et des impacts de l'acidification des océans reste limitée.

Les informations biologiques de base font encore défaut pour de nombreuses espèces coralliennes et, de même, l'applicabilité de l'utilisation d'autres espèces comme « indicateurs »

est incertaine. La majorité des études expérimentales menées à ce jour portent sur l'« organisme modèle » *Lophelia pertusa*. La mise en œuvre d'études expérimentales sur d'autres espèces de CEF appartenant à différents groupes taxonomiques (c'est-à-dire les octocoraux, les antipathariens) et à d'autres groupes d'eaux profondes, comme les éponges, est nécessaire pour vérifier l'universalité des conclusions basées sur cet organisme modèle. Les études portant sur la reproduction et sur l'âge et la croissance font l'objet d'une attention accrue de la part des chercheurs (par exemple, Larcom et al., 2014) et l'utilisation croissante de la « génétique des paysages marins » (par exemple, Miller et Gunasekera, 2017) peut aider les gestionnaires à adopter des options de gestion à grande échelle plus intégrées. Néanmoins, il convient d'améliorer le développement des marqueurs pour que la génétique puisse appuyer la recherche future sur la connectivité des coraux et/ou la taxonomie moléculaire (Quattrini et al., 2017).

Les progrès réalisés dans les approches de modélisation, telles que la modélisation de la distribution des espèces et de l'adéquation des habitats (Robert et al., 2016), l'utilisation de technologies émergentes, telles que l'apprentissage machine (Osterloff et al., 2016), la collaboration intersectorielle (Murray et al., 2018) et l'archivage approprié des données dans des bases de données en ligne amélioreront la disponibilité des données et réduiront le temps de traitement, et par conséquent les évaluations de l'état des CEF et des structures associées. Surmonter les défis liés à la normalisation limitée des études par le développement et l'utilisation de protocoles standard pour l'acquisition et l'analyse vidéo améliorera

la comparabilité des données et donc le passage de l'échelle spatiale locale à l'échelle spatiale régionale (Davies et al., 2017; Girard et Fisher, 2018).

Bien que des études de référence soient souvent requises avant toute activité industrielle humaine (Cordes et al., 2016), la marée noire de la plateforme pétrolière Deepwater Horizon a mis en évidence un manque d'informations locales sur les CEF et les grands fonds marins en général. Les évaluations de référence de l'état de ces écosystèmes n'ont été établies que récemment, les premières datant des années 1980, et de nombreux habitats de CEF continuent d'être découverts, même dans des régions relativement bien explorées. En outre, lorsque des enquêtes sont menées, les informations générées sont souvent exclusives et ne sont pas rendues publiques, ce qui limite alors le transfert d'informations de référence et leur incorporation dans des enquêtes plus approfondies et des efforts de modélisation plus larges. En outre, certaines enquêtes peuvent n'être conçues que pour identifier des dangers et non pour caractériser l'environnement ou documenter la faune et, par conséquent, ne pas contribuer à améliorer la compréhension des habitats des CEF. Cependant, l'exigence de documentation des habitats associés aux activités industrielles est de plus en plus systématique. Par exemple, la collecte de données de référence détaillées est une exigence pour les sociétés qui entreprennent l'exploration des minéraux d'eau profonde dans la Zone³ dont la gestion est confiée à l'Autorité internationale des fonds marins, ce qui peut fournir les moyens de combler certaines des lacunes actuelles dans les connaissances relatives à cet habitat en eau profonde.

7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

La collecte des données nécessaires à l'évaluation de l'état et des tendances des écosystèmes d'eaux profondes est difficile, longue et coûteuse. Il est urgent de développer les

capacités nécessaires pour la réalisation de telles enquêtes, en particulier dans les pays en développement. La taxonomie appropriée des espèces étudiées est fondamentale pour ces

³ La Zone est constituée des fonds marins et de leur sous-sol, au-delà des limites de la juridiction nationale (Convention des Nations Unies sur le droit de la mer, article premier).

études, car elle permet l'évaluation correcte de la taille et de la distribution des populations et l'identification correcte des impacts. Par exemple, l'espèce emblématique de corail des grands fonds, *Lophelia pertusa*, est actuellement inscrite sous le nom de *Desmophyllum pertusum* dans la base de données du Registre mondial des espèces marines, sur la base des éléments présentés dans Addamo et al. (2016). Cependant, le changement de nom reste controversé, car il existe un grand nombre de populations dans le monde pour lesquelles on ne dispose que d'une faible quantité de données génétiques ou génomiques, et le genre *Desmophyllum* ne comprend par ailleurs que des espèces solitaires. L'identification correcte des CEF est elle-même soumise à une lacune en matière de capacités, avec une diminution du nombre de taxonomistes correctement formés ces dernières années, en particulier pour les octocoraux.

L'accès aux outils nécessaires à l'étude des habitats de CEF (par exemple, les échosondeurs multifaisceaux, les véhicules de submersion

profonde habités et non habités) et l'expertise nécessaire pour les utiliser représentent une lacune majeure pour de nombreuses zones où les CEF sont abondants et où leur distribution recoupe celle d'activités industrielles potentielles. Les outils et la formation nécessaires à la collecte des données de référence appropriées permettant d'évaluer les effets de l'activité industrielle sur les CEF doivent être mis à la disposition des pays dans lesquels les activités ont lieu et, idéalement, être situés dans ces pays. En outre, là où des impacts ont déjà eu lieu, les capacités de restauration des coraux d'eau profonde dont le monde dispose sont limitées. Le développement de techniques efficaces représente une lacune critique en matière de capacités. Y remédier devrait constituer un axe majeur des travaux futurs et deviendra de plus en plus importante à l'avenir. Bien que le manque de capacités soit plus criant dans les États en développement, les grands fonds marins sont si éloignés et si peu explorés que de nombreuses lacunes en matière de capacités et d'informations subsistent également dans les États développés.

Références

- Addamo, Anna Maria, and others. (2016). Merging scleractinian genera: the overwhelming genetic similarity between solitary *Desmophyllum* and colonial *Lophelia*. *BMC Evolutionary Biology*, vol. 16, No. 1, art. 108.
- Ambroso, Stefano, and others (2017). Pristine populations of habitat-forming gorgonian species on the Antarctic continental shelf. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, art. 12251.
- Baco, Amy R., and Tim M. Shank (2005). Population genetic structure of the Hawaiian precious coral *Corallium lauense* (Octocorallia: Coralliidae) using microsatellites. In *Cold-water corals and ecosystems*. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Baco, Amy R., and others (2017). Defying dissolution: discovery of deep-sea scleractinian coral reefs in the North Pacific. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, art. 5436.
- Baco, Amy R., and others (2019). Amid fields of rubble, scars, and lost gear, signs of recovery observed on seamounts on 30-to 40-year time scales. *Science Advances*, vol. 5, No. 8, eaaw4513.
- Baillon, Sandrine, and others (2012). Deep cold-water corals as nurseries for fish larvae. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 10, No. 7, pp. 351–356.
- Boch, Charles A., and others (2019). Coral translocation as a method to restore impacted deep-sea coral communities. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 540.
- Boschen, Rachel E., and others (2013) Mining of deep-sea seafloor massive sulfides: a review of the deposits, their benthic communities, impacts from mining, regulatory frameworks and management strategies. *Ocean & Coastal Management*, vol. 84, pp. 54–67.
- Bryden, Harry L., and others (2005). Slowing of the Atlantic meridional overturning circulation at 25 N. *Nature*, vol. 438, No. 7068, pp. 655–657.

- Cathalot, Cécile, and others (2015). Cold-water coral reefs and adjacent sponge grounds: Hotspots of benthic respiration and organic carbon cycling in the deep sea. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 37.
- Clark, Malcolm Ross, and others (2016). The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: a review. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 73, No. suppl. 1, pp. i51–i69.
- Clark, Malcolm Ross, and others (2019). Little evidence of benthic community resilience to bottom trawling on seamounts after 15 years. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 63.
- Cordes, Erik E., and others (2008). Coral communities of the deep Gulf of Mexico. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 55, No. 6, pp. 777–787.
- Cordes, Erik E., and others (2016). Environmental impacts of the deep-water oil and gas industry: a review to guide management strategies. *Frontiers in Environmental Science*, vol. 4, art. 58. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2016.00058>.
- Cyr, Frédéric, and others (2016). On the influence of cold-water coral mound size on flow hydrodynamics, and vice versa. *Geophysical Research Letters*, vol. 43, No. 2, pp. 775–783.
- Davies, Andrew J., and John M. Guinotte (2011). Global habitat suitability for framework-forming cold-water corals. *PloS One*, vol. 6, No. 4, e18483.
- Davies, Andrew J., and others (2009). Downwelling and deep-water bottom currents as food supply mechanisms to the cold-water coral *Lophelia pertusa* (Scleractinia) at the Mingulay Reef Complex. *Limnology and Oceanography*, vol. 54, No. 2, pp. 620–629.
- Davies, J.S., and others (2017). A new classification scheme of European cold-water coral habitats: implications for ecosystem-based management of the deep sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 145, pp. 102–109.
- De Clippele, L.H., and others (2018). The effect of local hydrodynamics on the spatial extent and morphology of cold-water coral habitats at Tisler Reef, Norway. *Coral Reefs*, vol. 37, No. 1, pp. 253–266.
- Diesing, Markus, and Terje Thorsnes (2018). *Mapping of cold-water coral carbonate mounds based on geomorphometric features: an object-based approach*. *Geosciences*, vol. 8, No. 2, art. 34.
- Dueñas, Luisa F., and others (2016). The Antarctic Circumpolar Current as a diversification trigger for deep-sea octocorals. *BMC Evolutionary Biology*, vol. 16, No. 1, art. 2.
- Fabri, Marie-Claire, and others (2019). Evaluating the ecological status of cold-water coral habitats using non-invasive methods: An example from Cassidaigne canyon, northwestern Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography*, vol. 178, art. 102172.
- Fink, Hiske G., and others (2012). Oxygen control on Holocene cold-water coral development in the eastern Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 62, pp. 89–96.
- Fisher, Charles R., and others (2014). Footprint of *Deepwater Horizon* blowout impact to deep-water coral communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 32, pp. 11744–11749.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2009). *International Guidelines for the Management of Deep-Sea Fisheries in the High Seas*. Rome.
- Freiwald, A., and others (2017). Global distribution of cold-water corals (version 5.0). Fifth update to the dataset in Freiwald and others (2004) by UNEP-WCMC, in collaboration with Andre Freiwald and John Guinotte. Cambridge (UK): United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre.
- Gammon, Malindi J., and others (2018). The physiological response of the deep-sea coral *Solenosmilia variabilis* to ocean acidification. *PeerJ*, vol. 6, e5236.
- General Bathymetric Chart of the Oceans (GEBCO) Compilation Group (2020). GEBCO 2020 Grid (<https://doi.org/10.5285/a29c5465-b138-234d-e053-6c86abc040b9>).
- Georgian, Samuel E., and others (2016a). Biogeographic variability in the physiological response of the cold-water coral *Lophelia pertusa* to ocean acidification. *Marine Ecology*, vol. 37, No. 6, pp. 1345–1359. <https://doi.org/10.1111/maec.12373>.

- Georgian, Samuel E., and others (2016b). Oceanographic patterns and carbonate chemistry in the vicinity of cold-water coral reefs in the Gulf of Mexico: Implications for resilience in a changing ocean. *Limnology and Oceanography*, vol. 61, No. 2, pp. 648–665.
- Georgian, Samuel E., and others (2020). Habitat suitability modelling to predict the spatial distribution of cold-water coral communities affected by the Deepwater Horizon oil spill. *Journal of Biogeography*.
- Girard, Fanny, and Charles R. Fisher (2018). Long-term impact of the *Deepwater Horizon* oil spill on deep-sea corals detected after seven years of monitoring. *Biological Conservation*, vol. 225, pp. 117–127.
- Glazier Amanda, and others (2020) Regulation of ion transport and energy metabolism enables certain coral genotypes to maintain calcification under experimental ocean acidification. *Molecular Ecology*, vol. 29, pp. 1657–1673.
- Gómez, Carlos E., and others (2018). Growth and feeding of deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the California margin under simulated ocean acidification conditions. *PeerJ*, vol. 6, e5671.
- Hebbeln, Dierk, and others (2019). The fate of cold-water corals in a changing world: a geological perspective. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 119.
- Hennige, S.J., and others (2015). Hidden impacts of ocean acidification to live and dead coral framework. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 282, No. 1813, 20150990.
- Henry, Lea-Anne, and J. Murray Roberts (2007). Biodiversity and ecological composition of macrobenthos on cold-water coral mounds and adjacent off-mound habitat in the bathyal Porcupine Seabight, NE Atlantic. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 54, No. 4, pp. 654–672.
- Holland, L.P., and others (2019). Genetic connectivity of deep-sea corals in the New Zealand region. *New Zealand Aquatic Environment & Biodiversity Report, Wellington*.
- Hsing, Pen-Yuan, and others (2013). Evidence of lasting impact of the *Deepwater Horizon* oil spill on a deep Gulf of Mexico coral community. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 1.
- Kahn, Amanda S., and others (2015). Benthic grazing and carbon sequestration by deep-water glass sponge reefs. *Limnology and Oceanography*, vol. 60, No. 1, pp. 78–88.
- Kazanidis, Georgios, and others (2018). Unravelling the versatile feeding and metabolic strategies of the cold-water ecosystem engineer *Spongosorites coralliophaga* (Stephens, 1915). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 141, pp. 71–82.
- Kazanidis, Georgios, and Ursula F.M. Witte (2016). The trophic structure of *Spongosorites coralliophaga*-coral rubble communities at two northeast Atlantic cold water coral reefs. *Marine Biology Research*, vol. 12, No. 9, pp. 932–947.
- Kurmann, Melissa, and others (2017). Intra-specific variation reveals potential for adaptation to ocean acidification in a cold-water coral from the Gulf of Mexico. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 111.
- Larcom, Elizabeth A., and others (2014). Growth rates, densities, and distribution of *Lophelia pertusa* on artificial structures in the Gulf of Mexico. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 85, pp. 101–109.
- Larsson, Ann I., and others (2014). Embryogenesis and larval biology of the cold-water coral *Lophelia pertusa*. *PLoS One*, vol. 9, No. 7, e102222.
- Lartaud, Frank, and others (2017). Growth patterns in long-lived coral species. In *Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*, Sergio Rossi and others, eds. Springer International Publishing.
- Levin, Lisa A., and Nadine Le Bris (2015). The deep ocean under climate change. *Science*, vol. 350, No. 6262, pp. 766–768.
- Lunden, Jay J., and others (2014). Acute survivorship of the deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the Gulf of Mexico under acidification, warming, and deoxygenation. *Frontiers in Marine Science*, vol. 1, art. 78.
- Maier, Sandra R., and others (2019). Survival under conditions of variable food availability: Resource utilization and storage in the cold-water coral *Lophelia pertusa*. *Limnology and Oceanography*.

- Meistertzheim, Anne-Leila, and others (2016). Patterns of bacteria-host associations suggest different ecological strategies between two reef building cold-water coral species. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 114, pp. 12–22.
- Mienis, F., and others (2007). Hydrodynamic controls on cold-water coral growth and carbonate-mound development at the SW and SE Rockall Trough Margin, NE Atlantic Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 54, No. 9, pp. 1655–1674.
- Mienis, F., and others (2019). Experimental assessment of the effects of coldwater coral patches on water flow. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 609, pp. 101–117.
- Miller, Karen J., and Rasanthi M. Gunasekera (2017). A comparison of genetic connectivity in two deep sea corals to examine whether seamounts are isolated islands or stepping stones for dispersal. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 46103.
- Molinski, Tadeusz, and others (2009). Drug development from marine natural products. *Nature Reviews Drug Discovery*, vol. 8, No. 1, pp. 69–85.
- Molodtsova, Tina N., and Dennis M. Opresko (2017). Black corals (Anthozoa: Antipatharia) of the Clarion-Clipperton Fracture Zone. *Marine Biodiversity*, vol. 47, No. 2, pp. 349–365.
- Morato, Telmo, and others (2020). Climate-induced changes in the suitable habitat of cold-water corals and commercially important deep-sea fishes in the North Atlantic. *Global Change Biology*, vol. 26, No. 4, pp. 2181–2202.
- Murray, Fiona, and others (2018). Data challenges and opportunities for environmental management of North Sea oil and gas decommissioning in an era of blue growth. *Marine Policy*, vol. 97, pp. 130–138.
- Osterloff, Jonas, and others (2016). A computer vision approach for monitoring the spatial and temporal shrimp distribution at the LoVe observatory. *Methods in Oceanography*, vol. 15, pp. 114–128.
- Pham, Christopher K., and others (2014). Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PloS One*, vol. 9, No. 4.
- Pierdomenico, Martina, and others (2017). Megabenthic assemblages at the Hudson Canyon head (NW Atlantic margin): Habitat-faunal relationships. *Progress in Oceanography*, vol. 157, pp. 12–26.
- Quattrini, Andrea M., and others (2012). Megafaunal-habitat associations at a deep-sea coral mound off North Carolina, USA. *Marine Biology*, vol. 159, No. 5, pp. 1079–1094.
- Quattrini, Andrea M., and others (2013). Niche divergence by deep-sea octocorals in the genus *Callogorgia* across the continental slope of the Gulf of Mexico. *Molecular Ecology*, vol. 22, No. 15, pp. 4123–4140.
- Quattrini, Andrea M., and others (2015). Testing the depth-differentiation hypothesis in a deepwater octocoral. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 282, No. 1807, 20150008.
- Quattrini, Andrea M., and others (2017). Environmental filtering and neutral processes shape octocoral community assembly in the deep sea. *Oecologia*, vol. 183, No. 1, pp. 221–236.
- Radice, Veronica Z., and others (2016). Vertical water mass structure in the North Atlantic influences the bathymetric distribution of species in the deep-sea coral genus *Paramuricea*. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 116, pp. 253–263.
- Robert, Katleen, and others (2016). Improving predictive mapping of deep-water habitats: Considering multiple model outputs and ensemble techniques. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 113, pp. 80–89.
- Roberts, J.M., and others (2009). Mingulay reef complex: an interdisciplinary study of cold-water coral habitat, hydrography and biodiversity. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 397, pp. 139–151.
- Rocha, Joana, and others (2011). Cnidarians as a source of new marine bioactive compounds—an overview of the last decade and future steps for bioprospecting. *Marine Drugs*, vol. 9, No. 10, pp. 1860–1886.
- Ross, Steve W., and Andrea M. Quattrini (2009). Deep-sea reef fish assemblage patterns on the Blake Plateau (Western North Atlantic Ocean). *Marine Ecology—an Evolutionary Perspective*, vol. 30, No. 1, pp. 74–92.

- Schönberg, Christine H.L., and others (2017). Bioerosion: the other ocean acidification problem. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 4, pp. 895–925.
- Soetaert, Karline, and others (2016). Ecosystem engineering creates a direct nutritional link between 600-m deep cold-water coral mounds and surface productivity. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 35057.
- Strömberg, Susanna M., and Ann I. Larsson (2017). Larval behavior and longevity in the cold-water coral *Lophelia pertusa* indicate potential for long distance dispersal. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 411.
- Sweetman, Andrew K., and others (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, art. 4.
- Tamborrino, Leonardo, and others (2019) Mid-Holocene extinction of cold-water corals on the Namibian shelf steered by the Benguela oxygen minimum zone. *Geology*, vol. 47, No. 12, pp. 1185–1188.
- Taylor, M.L., and others (2016). Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 33997.
- Thornalley, David J.R., and others (2018). Anomalously weak Labrador Sea convection and Atlantic overturning during the past 150 years. *Nature*, vol. 556, No. 7700, pp. 227–230.
- Thurber, Andrew R., and others (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 14, pp. 3941–3963.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Van Engeland, Tom, and others (2019). Cabled ocean observatory data reveal food supply mechanisms to a cold-water coral reef. *Progress in Oceanography*, vol. 172, pp. 51–64.
- Van Oevelen, Dick, and others (2009). The cold-water coral community as hotspot of carbon cycling on continental margins: A food-web analysis from Rockall Bank (northeast Atlantic). *Limnology and Oceanography*, vol. 54, No. 6, pp. 1829–1844.
- Van Soest, R.W.M., and N.J. de Voogd (2015). Sponge species composition of north-east Atlantic cold-water coral reefs compared in a bathyal to inshore gradient. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 95, No. 7, pp. 1461–1474.
- Victorero, Lisette, and others (2018). Out of sight, but within reach: A global history of bottom-trawled deep-sea fisheries from > 400 m depth. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, No. 98.
- White, Helen K., and others (2012a). Impact of the *Deepwater Horizon* oil spill on a deep-water coral community in the Gulf of Mexico. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, No. 50, pp. 20303–20308.
- White, Martin, and others (2005). Deep-water coral development as a function of hydrodynamics and surface productivity around the submarine banks of the Rockall Trough, NE Atlantic. In *Cold-Water Corals and Ecosystems*, pp. 503–514. Springer.
- White, Martin and others (2012b). Cold-water coral ecosystem (Tisler Reef, Norwegian Shelf) may be a hotspot for carbon cycling. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 465, pp. 11–23.
- Wienberg, Claudia, and Jürgen Titschack (2017). Framework-forming scleractinian cold-water corals through space and time: a late Quaternary North Atlantic perspective. *Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*, pp. 699–732.
- Wienberg, Claudia, and others (2018). The giant Mauritanian cold-water mound province: Oxygen control on coral mound formation. *Quaternary Science Reviews*, vol. 185, pp. 135–152.
- Williams, Alan, and others (2010). Seamount megabenthic assemblages fail to recover from trawling impacts. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 183–199.
- Zeng, Cong, and others (2017). Population genetic structure and connectivity of deep-sea stony corals (Order Scleractinia) in the New Zealand region: Implications for the conservation and management of vulnerable marine ecosystems. *Evolutionary Applications*, vol. 10, No. 10, pp. 1040–1054.

Chapitre 7F

Estuaires

et deltas

Constitutrices et contributeurs : Colin D. Woodroffe (organisateur de l'équipe de rédaction), Bing Qiao, Ronaldo Christofoletti, Dana E. Hunt, Pablo Muniz et Moriaki Yasuhara.

Principales observations

- Les populations humaines, la pêche, le transport maritime, les activités d'ingénierie, y compris les barrages fluviaux en amont, et les loisirs et le tourisme exercent des pressions sur les ressources et la santé des estuaires et des deltas.
- Les interactions entre les multiples facteurs de stress sur les habitats des estuaires et des deltas ne sont pas entièrement comprises.
- L'identification d'indices mesurables de la santé des écosystèmes et du bien-être humain dans les divers systèmes estuariens et deltaïques demeure une lacune importante.

1. Introduction

Les estuaires et les deltas, où les grands fleuves se jettent dans la mer, sont des systèmes très productifs abritant des biotes diversifiés, structurés par des gradients temporellement variables de salinité, de nutriments et d'autres facteurs. La variabilité reflète les facteurs naturels (comme les précipitations et les marées) et anthropiques (comme le développement et la charge de contaminants). Bien qu'ils soient souvent des systèmes très peuplés et perturbés à l'état naturel, les estuaires et les deltas maintiennent généralement la biodiversité au sein de divers écosystèmes, dont beaucoup font l'objet d'autres chapitres de la présente Évaluation, comme les mangroves (chap. 7H), les marais salants (chap. 7I), les prairies sous-marines (chap. 7G), les substrats sableux et boueux (chap. 7B) et la zone intertidale souvent de grande étendue (chap. 7A). Les embouchures des fleuves sont des endroits où l'eau douce se mélange avec les eaux océaniques, et sont donc les milieux récepteurs des nutriments, sédiments et polluants d'origine terrestre (chap. 10-13) qui abritent souvent des espèces envahissantes, notamment en lien avec les eaux de ballast (chap. 22). Les estuaires et les deltas sont précieux pour leur biote intrinsèque et les pêcheries commerciales et de subsistance qui s'y déploient (chap. 15), ainsi que les activités de tourisme et de loisirs qu'ils attirent. Leur valeur économique totale a été estimée à plus de 6 100 milliards de dollars en 2014, comme indiqué dans la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017).

Économiquement importants, urbanisés et industrialisés, la plupart des estuaires et des

deltas ont été transformés par des interventions humaines. Ils sont de plus en plus touchés par les effets des changements planétaires, notamment l'élévation du niveau de la mer, la modification des précipitations et les risques naturels connexes, tels que les cyclones et les ondes de tempête (Renaud et al., 2013). La plupart des mégapoles sont implantées dans des zones côtières, avec les industries lourdes, l'urbanisation et les activités de loisirs qu'elles engendrent et qui peuvent nuire à ces zones (Todd et al., 2019). La première Évaluation contenait une évaluation préliminaire globale et intégrée de l'état des estuaires et des deltas. Sur la base de données limitées, peu de masses d'eau ont été évaluées qualitativement comme étant en très bon état, alors que l'état de 62 % d'entre elles a été considéré comme mauvais ou très mauvais, et que la qualité de la plupart était en déclin.

Le présent chapitre contient une mise à jour de la première Évaluation et met l'accent sur le fait que les estuaires et les deltas constituent des habitats uniques pour de nombreux organismes, d'origine marine et côtière, ainsi que des lieux de loisirs et des sources d'approvisionnement en nourriture et en eau pour les êtres humains. Ces environnements sont affectés par des perturbations à court terme, provoquées par des événements comme les tempêtes, et par des tendances à plus long terme comme les changements climatiques (Doney et al., 2012; Harris et al., 2018), qui sont souvent interconnectées (par exemple, les tempêtes provoquent des inondations nuisibles, qui sont elles-mêmes exacerbées par

l'élévation du niveau de la mer). Des progrès ont été réalisés dans les systèmes d'observation, tels que les satellites, les réseaux mondiaux d'observation et les bouées, qui sont conçus pour appréhender les changements rapides des conditions environnementales.

Cependant, la capacité à surveiller, modéliser ou interpréter ces observations est encore insuffisamment développée pour garantir une gestion optimale des environnements des estuaires et des deltas.

2. Changements observés dans l'état des estuaires et des deltas

2.1. Changements environnementaux entre 2010 et 2020

2.1.1. Eau et sédiments

On observe généralement une diminution continue des apports en eau et en sédiments provenant des fleuves en raison des activités anthropiques dans les bassins versants du monde entier, telles que la modification des pratiques de gestion des terres et la construction de barrages (Li et al., 2018; Day et al., 2019; Dunn et al., 2019). Toutefois, la fonte de la glace terrestre et du permafrost peut également accroître les apports d'eau douce dans les estuaires des hautes latitudes (chap. 3). La réduction de l'apport de sédiments accélère la perte de zones humides côtières causée par l'érosion et affecte les dépôts de sédiments mous et les suspensives, phénomène aggravé par l'extraction de sable (Anthony et al., 2015), alors que des niveaux élevés de sédimentation peuvent faire de l'ombre aux producteurs primaires, comme les herbiers marins, et étouffer les organismes benthiques. L'urbanisation augmente le débit de pointe et diminue le débit de base dans les estuaires, ce qui entraîne des variations de salinité potentiellement néfastes et menace les écosystèmes intertidaux (Freeman et al., 2019).

2.1.2. Eutrophisation

La charge en éléments nutritifs (essentiellement de l'azote et du phosphore) reste un problème grave dans les estuaires, en raison de leur proximité avec les grandes villes et de la progression constante de l'agriculture, de la sylviculture et de l'aquaculture (Pesce et al., 2018; Todd et al., 2019), ainsi que des

eaux usées domestiques, des engrais et des déchets animaux, qui entraînent une hypoxie des eaux de fond (Yasuhara et al., 2017; Breitburg et al., 2018a, 2018b). L'eutrophisation peut également entraîner des proliférations de cyanobactéries, de dinoflagellés et parfois de macroalgues (Teichberg et al., 2010), y compris des proliférations d'algues nuisibles. La situation est stabilisée ou se redresse en partie dans les pays développés (par exemple, dans la baie de Chesapeake, aux États-Unis ou celle d'Osaka, au Japon) en raison de l'amélioration des conditions sanitaires et de la réduction de la charge en nutriments (Lefcheck et al., 2018), mais elle se détériore rapidement le long des côtes des pays asiatiques très peuplés, en raison de mauvaises conditions sanitaires, d'un flux de nutriments élevé et de la poursuite de la croissance démographique (Boesch, 2019). L'hypoxie des eaux de fond peut entraîner la mort des poissons, affectant les économies locales (Breitburg et al., 2018a, 2018b; Yasuhara et al., 2019).

2.1.3. Changement global

Le changement global affecte déjà les estuaires et les deltas. L'extension des aires de répartition des poissons et des crustacés vers les pôles a été observée (Hallett et al., 2017; Pecl et al., 2017). Des tempêtes plus fréquentes et des conditions météorologiques extrêmes affectent la salinité et la sédimentation (Prandle et Lane, 2015; Day et Rybczyk, 2019). L'augmentation future des températures pourrait entraîner des extinctions localisées et intensifier les concentrations de pathogènes microbiens ainsi que les risques pour la santé publique (Robins et al., 2016). L'élévation du niveau de la mer sera aggravée

par les inondations fluviales, ce qui entraînera une inondation plus importante des zones côtières (Moftakhari et al., 2015, 2017; Kumbier et al., 2018; Ikeuchi et al., 2017; Nichols et al., 2019). Le coût annuel des inondations des villes côtières pourrait être de l'ordre de 60 à 63 milliards de dollars d'ici 2050 (Hallegatte et al., 2013), et l'on prévoit que 1,46 % de la population mondiale sera déplacée par des inondations permanentes d'ici 2200 (Desmet et al., 2018). Les inondations peuvent entraîner d'importantes pertes d'habitat en raison du rétrécissement de l'espace côtier, lorsque les infrastructures fixes entravent la migration vers la terre des écosystèmes intertidaux (Doody, 2013; Phan et al., 2015).

2.1.4. Affaissement des deltas

Les stress anthropiques ont un impact particulier sur les deltas en raison des taux élevés d'élévation relative du niveau de la mer et de la vulnérabilité socioéconomique (Tessler et al., 2015; Hiatt et al., 2019). L'impact de l'élévation du niveau de la mer est exacerbé par l'affaissement des grands deltas (mégadeltas) dû aux activités humaines, principalement l'extraction des eaux souterraines (Syvitski et al., 2009; Erban et al., 2014; Auerbach et al., 2015; Brown et Nicholls, 2015; Schmidt, 2015; Minderhoud et al., 2017, 2019; Wright et Wu, 2019). Des infrastructures de protection peuvent être en mesure de limiter les menaces actuelles; cependant, la faisabilité des solutions techniques n'est pas garantie dans les pays à forte densité de population ou à faible revenu (Tessler et al., 2016).

2.1.5. Espèces envahissantes

De nombreux estuaires et deltas abritent de grands ports et connaissent de graves problèmes d'espèces envahissantes liés aux rejets d'eaux de ballast des navires (Astudillo et al., 2014; Shalovenkov, 2019). Les espèces envahissantes peuvent influencer directement le déclin des ressources et la santé des estuaires et des deltas, en affectant leur écologie et leur équilibre, ce qui représente un danger important pour la biodiversité des deux systèmes. Le rythme d'introduction des espèces envahissantes s'est accéléré, reflétant l'augmentation du transport maritime (Seebens et

al., 2017). Globalement, le nombre d'espèces envahissantes est environ 30 fois plus élevé dans les pays à revenu élevé que dans les pays à faible revenu, en raison du commerce et de la population, mais aussi de la capacité à détecter ces invasions (Seebens et al., 2018). Le taux d'introduction observé est de plus en plus lent dans les mers européennes, y compris en Méditerranée (Korpinen et al., 2019).

2.1.6. Dégradation et restauration des services écosystémiques

Les estuaires et les deltas fournissent des services écosystémiques essentiels d'approvisionnement, de régulation, de soutien, ainsi que des services culturels (chap. 44 de la première Évaluation). Ces systèmes sont propices aux loisirs, liés notamment à la navigation de plaisance, la natation, l'observation de la faune et la pêche (Whitfield, 2017). Certains organismes jouent un rôle important en tant que membres fondateurs et créent, modifient et entretiennent des habitats. Les huîtres, par exemple, forment des récifs qui constituent un habitat, réduisent l'érosion et améliorent la qualité de l'eau. Cependant, dans les estuaires dégradés, les huîtres sont touchées par la surpêche, les charges sédimentaires et les maladies, ainsi que par l'augmentation de l'acidité des océans (Janis et al., 2016; Day et Rybczyk, 2019). La perte d'herbiers marins, de marais salants et de mangroves, ainsi que la dégradation de la qualité de l'eau (Reynolds et al., 2016; Schmidt et al., 2017), entraînent un déclin de la diversité et de l'abondance des poissons juvéniles (Whitfield, 2017). Si les efforts de restauration n'ont été couronnés de succès que dans un nombre d'estuaires relativement limité, ils peuvent néanmoins être intégrés à des stratégies de protection naturelle du littoral (Bilkovic et al., 2016; Ducrotoy et al., 2019).

2.2. Facteurs, pressions, impacts et réponses associés aux changements

De nombreuses activités humaines ont dégradé la santé et la productivité des estuaires et des deltas, qu'il s'agisse d'impacts directs, tels que le développement qui détruit les habitats, ou

d'impacts indirects à plus long terme, causés par les changements climatiques à l'échelle mondiale (Cavallaro et al., 2018). Les pressions croissantes qu'exercent l'habitat humain, les infrastructures côtières intrusives, les loisirs, la pêche (poissons et crustacés), la mise en valeur des terres et le remblayage des zones humides (Sengupta et al., 2018), avec comme corollaire la dégradation de l'environnement et la perte d'organismes marins sensibles, (Buttigieg et al., 2018) ont conduit à des efforts croissants de protection des écosystèmes pour leur valeur intrinsèque, pour la santé humaine et pour une utilisation durable des ressources. Des pressions humaines supplémentaires, telles que le développement de grands ports à conteneurs avec des navires à fort tirant d'eau, modifient également les environnements estuariens par le biais du dragage et de l'utilisation des boues de dragage pour remblayer les plages ou modifier les côtes [Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2019].

Il est encore difficile, à l'heure actuelle, de prévoir l'intensité et l'ampleur des facteurs et des pressions ou la réponse des communautés biologiques et des fonctions écosystémiques. La température, les anomalies de précipitations et l'élévation du niveau de la mer ont des répercussions importantes sur les écosystèmes estuariens, tant à court qu'à long terme (Elliott et Whitfield, 2011; McLeod et al., 2011; Condie et al., 2012; Turra et al., 2013; Bernardino et al., 2015, 2016). Tant les moyennes à long terme que les dépassements à court terme des plages physiologiques affecteront le métabolisme, la croissance et la reproduction du biote

estuarien, ce qui, combiné à l'eutrophisation locale, pourrait entraîner un appauvrissement aigu en oxygène et une mortalité massive des organismes (Gillanders et al., 2011). Sur des périodes plus longues, les pressions écologiques dues aux activités de pêche affectent les populations de poissons et les écosystèmes (Muniz et al., 2019). Par exemple, dans le Río de la Plata, l'effort de pêche des flottes artisanales et industrielles est resté constant ou a même légèrement diminué, mais les captures des deux espèces les plus importantes ont atteint leurs valeurs les plus faibles des 35 dernières années (Gianelli et Defeo, 2017; García-Alonso et al., 2019).

Bien que de nombreuses activités humaines aient des conséquences négatives sur la santé de certains estuaires et deltas, des efforts ont récemment été déployés pour restaurer la productivité des eaux côtières, notamment en élaborant des plans de gestion des nutriments et des polluants, en rétablissant les écosystèmes et les espèces clés et en protégeant les estuaires et les deltas dans les parcs et zones marines protégées (Lefcheck et al., 2018; Boesch, 2019). Dans certains endroits, comme aux États-Unis et à Hong Kong (Chine), les récifs d'huîtres ont été restaurés, de sorte qu'ils protègent désormais les côtes et filtrent la colonne d'eau (Morris et al., 2019). Ailleurs, les herbiers marins, les marais salants ou les mangroves peuvent servir à des fins similaires en protégeant le littoral des tempêtes et de l'élévation du niveau de la mer, ainsi qu'en procurant un habitat essentiel aux poissons juvéniles et autres biotes.

3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Les estuaires et les deltas ont une importance socioéconomique et culturelle, car ils fournissent des biens et des services, y compris des ressources halieutiques et des processus écosystémiques. Certaines communautés traditionnelles locales dépendent de ces ressources pour leur subsistance, notamment par le biais de la pêche de subsistance et des revenus tirés des activités touristiques. Par

conséquent, pour comprendre les changements et gérer leurs impacts sur les estuaires et les deltas, il est essentiel de prendre en compte de manière intégrée les questions environnementales, biologiques, culturelles, économiques et anthropologiques.

L'Organisation mondiale de la Santé a préconisé l'approche « Un monde, une santé » pour

intégrer l'interface homme-animal-écosystème, car il est reconnu que toute modification de l'un de ces éléments aura des répercussions sur les autres. Le déclin de la santé des estuaires dû à l'augmentation des polluants ou des espèces envahissantes peut constituer une menace directe pour la santé humaine. Le niveau d'impact sur les êtres humains dépend de facteurs socioécologiques. Alors que les populations urbaines peuvent souffrir d'une réduction de la protection contre les tempêtes et de la consommation de poisson contaminé, les communautés autochtones locales peuvent également pâtir de la perte de valeurs culturelles, de problèmes d'assainissement et d'inégalités sociales. Les populations autochtones et les communautés côtières locales ont développé des connaissances et des compétences traditionnelles pertinentes pour la conservation, l'utilisation et la gestion durables des estuaires (Breitburg et al., 2018b). Les changements intervenus dans les estuaires du fait de l'urbanisation peuvent entraîner une perte d'identité et de pratiques culturelles dans les communautés qui dépendent de ces ressources pour leur subsistance.

Nous disposons désormais d'une meilleure connaissance des services écosystémiques dans les estuaires ainsi que d'une meilleure compréhension des conflits déclenchés en raison des changements intervenus dans les écosystèmes (Nicholls et al., 2018). La science peut être un outil puissant au service de la politique permettant d'informer la prise de décision aux niveaux local, régional et national et de l'intégrer dans les objectifs mondiaux, comme le Programme de développement durable à l'horizon 2030¹ (Dietz, 2013; Howarth et Painter, 2016). L'intégration de la participation du public, y compris des populations autochtones et des communautés locales, aux analyses scientifiques peut conduire à une communication scientifique, une socialisation et une prise de décision efficaces. Une meilleure communication entre les parties prenantes peut permettre un transfert efficace de connaissances et une gestion adaptative, par exemple, lorsque les spécialistes des sciences sociales contribuent à instaurer la confiance

entre les différents acteurs (Fischhoff, 2013). La science participative, un domaine innovant qui présente des avantages pour les sciences environnementales et sociales, pourrait relier les connaissances traditionnelles et scientifiques et contribuer à développer la gestion intégrée des estuaires en incluant les populations autochtones et les communautés locales dans les études scientifiques. Compte tenu de la complexité des écosystèmes et de leurs connexions avec d'autres habitats, la gestion conjointe et la collaboration entre les gouvernements et les communautés locales sont des aspects essentiels au maintien de la biodiversité côtière et des fonctions écosystémiques (Teixeira et al., 2013; Brondizio et al., 2016).

Les changements affectant les environnements estuariens et deltaïques ainsi que les services écosystémiques et les dynamiques socioéconomiques ont des implications pour la réalisation des objectifs de développement durable du Programme 2030. Par exemple, les conflits socioécologiques observés dans les estuaires, principalement liés aux peuples autochtones et aux communautés locales, sont liés à des problématiques relatives à la pauvreté (objectif 1), à l'égalité des sexes (objectif 5), à l'assainissement (objectif 6), à la résilience des villes (objectif 11) et à la sécurité des ressources marines (objectif 14). S'il est possible d'inverser les impacts par des actions positives conformes au Programme 2030, les communautés concernées pourraient en retirer un ensemble d'avantages à court terme. La conservation des estuaires, de leur biodiversité et de leur diversité culturelle est particulièrement pertinente pour les cibles 2 et 5 de l'objectif de développement durable n° 14, qui sont liées à la promotion de la protection et de la conservation des ressources côtières (Neumann et al., 2017), et peut également, le cas échéant, fournir d'autres services, tels que le développement de l'écotourisme. La promotion de la participation des populations à la défense de l'environnement renforce les efforts de conservation de la nature dans les écosystèmes associés. Pour cela, il convient d'adopter une approche novatrice, associant les décideurs et la société civile, en vue de

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

soutenir les efforts de gestion adaptative, de conservation et d'utilisation durable des

estuaires au profit des générations futures et de leur bien-être (Szabo et al., 2015).

4. Principaux changements et conséquences par région

Les estuaires et les deltas se trouvent dans le monde entier, mais il n'existe pas d'inventaire mondial, et la catégorie englobe toute une série de types géomorphologiques. La première Évaluation a estimé à 4 500 le nombre total des estuaires. Cependant, un modèle numérique d'élévation global maillé donne une estimation plus récente de plus de 53 000 estuaires (McSweeney et al., 2017). On estime à 1 200 le nombre de lacs et de lagunes partiellement salins et fermés par intermittence, en particulier le long des côtes dominées par la houle en Afrique australe et à l'est de l'Australie. Ils connaîtront des réactions aux changements climatiques différentes de celles des estuaires qui sont continuellement ouverts sur la mer, notamment des régimes d'ouverture modifiés, une augmentation des inondations et une intrusion d'eau salée dans les eaux de surface et les eaux souterraines (Carrasco et al., 2016). Suivant une approche similaire, une étude récente a suggéré qu'il existe environ 11 000 deltas dans le monde; parmi ceux-ci, 25 % ont connu un gain net de terres au cours des dernières décennies en raison de l'augmentation de l'apport en sédiments fluviaux induite par la déforestation, tandis que les barrages ont entraîné une réduction des pertes de sédiments et de terres dans environ 1 000 systèmes deltaïques (Nienhuis et al., 2020).

La première Évaluation contenait une évaluation préliminaire de l'état de certains estuaires,

avec une classification par continent. Les données restent insuffisantes pour affiner cette évaluation ou pour examiner les estuaires et les deltas selon le cadre régional de la présente Évaluation. Plusieurs compilations récentes fournissent des données pour différentes régions qui étaient auparavant mal documentées. Par exemple, peu d'informations étaient disponibles sur les estuaires de l'Arctique, dont l'importance risque de s'accroître à mesure que le réchauffement climatique ouvre l'accès au transport maritime dans cette région (Kosyan, 2017). Les compilations régionales ont fourni davantage d'informations pour l'hémisphère Sud, en se concentrant notamment sur les estuaires de la côte est de l'Afrique et de l'océan Indien occidental (Diop et al., 2016) et en passant en revue les estuaires brésiliens (Lana et Bernardino, 2018). On disposait auparavant de relativement peu d'informations sur les nombreux estuaires et deltas le long des 18 000 km de côtes chinoises qui abritent de nombreuses grandes mégapoles comme Shanghai et Guangzhou, très sensibles aux risques côtiers liés à l'élévation du niveau de la mer et aux ondes de tempête (Yin et al., 2012; Kuang et al., 2014; Chen et al., 2018). Ces mégadeltas urbanisés accueillent des millions de personnes et contiennent souvent une riche biodiversité qui est menacée, notamment par l'eutrophisation, la pollution, la modification des côtes et les espèces envahissantes (Lai et al., 2016).

5. Perspectives

Selon les tendances des dernières décennies, les populations des zones côtières vont augmenter, l'urbanisation en cours se concentrant sur les estuaires et les deltas. Ces stress anthropiques constitueront les principales pressions qui vont continuer à affecter la biodiversité et la santé des habitats de ces

écosystèmes côtiers. Les changements climatiques vont certainement exacerber les tensions. Une augmentation de la fréquence des tempêtes semble probable et on s'attend à une accélération de l'élévation du niveau de la mer, en particulier dans le cas des grands deltas qui connaissent un affaissement. La

bonne gouvernance peut permettre de maintenir ou d'améliorer l'état des écosystèmes, même si la protection des métropoles de faible altitude nécessitera une mise à niveau des infrastructures techniques.

La durabilité des estuaires et des deltas peut être considérée en termes de processus fonctionnels en utilisant des perspectives géomorphiques, écologiques ou économiques (Mahoney et Bishop, 2018). Les changements peuvent conduire à une amélioration ou à une diminution de la durabilité, mais la plupart des changements ont été préjudiciables jusqu'à présent (Day et al., 2016). Parmi les conséquences prévisibles sur les écosystèmes, on peut citer l'altération des chaînes alimentaires en raison de la perte d'espèces clés, d'espèces de prédateurs supérieurs ou d'espèces ingénieurs des écosystèmes, de la perte d'habitats en raison de l'élévation du niveau de la mer et de la mise en valeur des terres, et enfin de la migration vers les pôles des espèces marines pour s'adapter aux changements climatiques. Une réduction des zones humides par le resserrement de l'espace côtier et le développement des activités aquacoles est déjà apparente dans de nombreux estuaires et deltas. On peut s'attendre à une nouvelle augmentation des espèces envahissantes, bien que des progrès considérables aient été réalisés pour identifier les organismes envahissants, en faire une question prioritaire et les éradiquer.

Il est plus difficile de prévoir les conséquences socioéconomiques d'une évolution continue du système. Toutefois, l'augmentation de la pression démographique et l'urbanisation croissante autour des estuaires et sur les deltas vont probablement entraîner une

augmentation du dragage pour maintenir la navigabilité, l'envasement des chenaux et l'érosion des rivages, ainsi que la perte de zones humides, avec un accès réduit aux zones de loisirs, aux zones de pêche et à une eau propre. La protection de vastes zones résidentielles, industrielles et agricoles contre les ondes de tempête et l'élévation du niveau de la mer passera par des investissements massifs dans des solutions d'ingénierie et des infrastructures de protection, faute de quoi les conséquences pourraient être catastrophiques. Dans de nombreuses régions, la migration vers l'intérieur des terres pourrait à terme se révéler inévitable. Même si les pressions exercées par l'expansion des populations humaines peuvent être contenues, des investissements importants seront nécessaires pour restaurer les habitats essentiels. L'évaluation de la modification des services écosystémiques et des implications pour le bien-être humain gagnerait à bénéficier d'un meilleur suivi et d'investissements accrus dans la recherche scientifique. L'aménagement intégré du littoral est nécessaire pour une utilisation durable et pour étendre la conservation au-delà des zones protégées, ce qui peut nécessiter des stratégies de financement plus larges, à l'aide de sources publiques par exemple, et une coopération multisectorielle. Il pourrait être nécessaire de renforcer la gestion des côtes en y intégrant de nouvelles normes pour la construction, des éco-labels, des instruments économiques innovants pour le financement de la conservation et des paiements pour les services écosystémiques, tels que la séquestration du carbone bleu.

6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

La gestion de l'utilisation des terres dans les estuaires et les deltas pose des défis majeurs si l'on veut que les générations futures puissent profiter à leur tour des services esthétiques, culturels et de soutien que ces écosystèmes fournissent (Elliott et al., 2019). Les modèles existants ne disposent pas d'une résolution

spatiale et temporelle suffisante pour simuler les futurs événements extrêmes (Haigh et al., 2016; Robins et al., 2018), y compris les inondations composées provenant de sources fluviales et océaniques. Ces inondations entraînent une dégradation de l'environnement, notamment l'érosion des zones humides et

l'eutrophisation, et exposent les populations à des agents pathogènes d'origine hydrique nocifs (Yin et al., 2018). On en sait relativement peu sur les effets à long terme du rapide développement des interventions humaines dans les deltas. La caractérisation des points de basculement socioéconomiques devra être améliorée pour éviter des changements inacceptables. Davantage de données sont nécessaires pour cibler la conservation des zones humides côtières dans les régions où elle peut être la plus bénéfique ou contribuer à réduire la nécessité d'ouvrages techniques de protection (Van Coppenolle et al., 2018; Van Coppenolle et Temmerman, 2019). Pour renforcer la résilience future des mégadeltas, et des mégalopoles qui s'y trouvent, il faudra améliorer les stratégies de gestion

des ressources et d'urgence, et investir dans des infrastructures de protection. Il convient d'associer la modélisation, l'ingénierie et les sciences naturelles, d'une part, et les sciences sociales et la sensibilisation du public, d'autre part (Bonebrake et al., 2018). Des technologies innovantes et des solutions basées sur la nature contribuent déjà à réduire la vulnérabilité aux risques côtiers, mais une collaboration scientifique est nécessaire pour que les populations vivant dans les estuaires et les deltas disposent d'informations environnementales, de prévisions fiables à court et à long termes et d'observations appropriées pour valider les modèles, ce qui améliorera les approches de la résilience côtière basées sur les données (Nichols et al., 2019).

Références

- Anthony, Edward J., and others (2015). Linking rapid erosion of the Mekong River delta to human activities. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 14745.
- Astudillo, Juan-Carlos, and others (2014). Status of six non-native marine species in the coastal environment of Hong Kong, 30 years after their first record. *BioInvasions Records*, vol. 3, No. 3, pp. 123–37. <https://doi.org/10.3391/bir.2014.3.3.01>.
- Auerbach, L.W., and others (2015). Flood risk of natural and embanked landscapes on the Ganges–Brahmaputra tidal delta plain. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 2, p. 153.
- Bernardino, Angelo Fraga, and others (2015). Predicting ecological changes on benthic estuarine assemblages through decadal climate trends along Brazilian Marine Ecoregions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 166, pp. 74–82.
- Bernardino, Angelo Fraga, and others (2016). Benthic estuarine communities in Brazil: moving forward to long term studies to assess climate change impacts. *Brazilian Journal of Oceanography*, vol. 64, No. SPE2, pp. 81–96.
- Bilkovic, Donna, and others (2016). The role of living shorelines as estuarine habitat conservation strategies. *Coastal Management*, vol. 44, No. 3, pp. 161–174.
- Boesch, Donald F. (2019). Barriers and bridges in abating coastal eutrophication. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 123. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00123>.
- Bonebrake, Timothy C., and others (2018). Managing consequences of climate-driven species redistribution requires integration of ecology, conservation and social science. *Biological Reviews*, vol. 93, No. 1, pp. 284–305.
- Breitburg, Denise and others (2018a). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, vol. 359, No. 6371, eaam7240.
- Breitburg, Denise and others (2018b). *The Ocean Is Losing Its Breath: Declining Oxygen in the World's Ocean and Coastal Waters; Summary for Policy Makers*. IOC/2018/TS/137 REV. Paris.
- Brondizio, Eduardo S., and others (2016). Catalyzing action towards the sustainability of deltas. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 19, pp. 182–94. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.05.001>.
- Brown, S., and R.J. Nicholls (2015). Subsidence and human influences in mega deltas: the case of the Ganges–Brahmaputra–Meghna. *Science of the Total Environment*, vol. 527, pp. 362–374.

- Buttigieg, Pier Luigi, and others (2018). Marine microbes in 4D—using time series observation to assess the dynamics of the ocean microbiome and its links to ocean health. *Current Opinion in Microbiology*, vol. 43, pp. 169–185.
- Carrasco, A. Rita, and others (2016). Coastal lagoons and rising sea level: a review. *Earth-Science Reviews*, vol. 154, pp. 356–368.
- Cavallaro, N., and others (2018). *USGCRP, 2018: Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*. Washington, D.C.: U.S. Global Change Research Program.
- Chen, Shihong, and others (2018). Assessment of tropical cyclone disaster loss in Guangdong Province based on combined model. *Geomatics, Natural Hazards and Risk*, vol. 9, No. 1, pp. 431–441.
- Condie, Scott A., and others (2012). Modelling ecological change over half a century in a subtropical estuary: impacts of climate change, land-use, urbanization and freshwater extraction. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 457, pp. 43–66.
- Day, John W., and John M. Rybczyk (2019). Chapter 36 – Global Change Impacts on the Future of Coastal Systems: Perverse Interactions Among Climate Change, Ecosystem Degradation, Energy Scarcity, and Population. In *Coasts and Estuaries*, Eric Wolanski and others, eds., pp. 621–39. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00036-8>.
- Day, John W., and others (2016). Approaches to defining deltaic sustainability in the 21st century. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 183, pp. 275–291.
- Day, John W., and others (2019). Chapter 9 – Delta Winners and Losers in the Anthropocene. In *Coasts and Estuaries*, Eric Wolanski, and others, eds., pp. 149–65. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00009-5>.
- Desmet, Klaus, and others (2018). Evaluating the Economic Cost of Coastal Flooding. Working Paper 24918. National Bureau of Economic Research. <https://doi.org/10.3386/w24918>.
- Dietz, Thomas (2013). Bringing values and deliberation to science communication. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. Supplement 3, pp. 14081–14087.
- Diop, Salif, and others (2016). *Estuaries: A Lifeline of Ecosystem Services in the Western Indian Ocean*. Springer.
- Doney, Scott C., and others (2012). Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual Review of Marine Science*, vol. 4, No. 1, pp. 11–37. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-041911-111611>.
- Doody, J. Patrick (2013). Coastal squeeze and managed realignment in southeast England, does it tell us anything about the future? *Ocean & Coastal Management*, vol. 79, pp. 34–41.
- Ducrotoy, J-P., and others (2019). Temperate estuaries: their ecology under future environmental changes. In *Coasts and Estuaries*, pp. 577–594. Elsevier.
- Dunn, Frances E., and others (2019). Projections of declining fluvial sediment delivery to major deltas worldwide in response to climate change and anthropogenic stress. *Environmental Research Letters*, vol. 14, No. 8, 084034.
- Elliott, Michael, and Alan K. Whitfield (2011). Challenging paradigms in estuarine ecology and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 94, No. 4, pp. 306–314.
- Elliott, Michael, and others (2019). A Synthesis: What Is the Future for Coasts, Estuaries, Deltas and Other Transitional Habitats in 2050 and Beyond? In *Coasts and Estuaries*, pp. 1–28. Elsevier.
- Erban, Laura E., and others (2014). Groundwater extraction, land subsidence, and sea level rise in the Mekong Delta, Vietnam. *Environmental Research Letters*, vol. 9, No. 8, 084010.
- Fischhoff, Baruch (2013). The sciences of science communication. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. Supplement 3, pp. 14033–14039.
- Freeman, Lauren, and others (2019). Impacts of urbanization and development on estuarine ecosystems and water quality. *Estuaries and Coasts*, vol. 42, pp. 1821–1838.
- García-Alonso, Javier, and others (2019). Río de la Plata: A Neotropical Estuarine System. In *Coasts and Estuaries*, pp. 45–56. Elsevier.
- Gianelli, Ignacio, and Omar Defeo (2017). Uruguayan fisheries under an increasingly globalized scenario: long-term landings and bioeconomic trends. *Fisheries Research*, vol. 190, pp. 53–60.

- Gillanders, Bronwyn M., and others (2011). Potential effects of climate change on Australian estuaries and fish utilising estuaries: a review. *Marine and Freshwater Research*, vol. 62, No. 9, pp. 1115–1131.
- Haigh, Ivan D., and others (2016). Spatial and temporal analysis of extreme sea level and storm surge events around the coastline of the UK. *Scientific Data*, vol. 3, art. 160107.
- Hallegatte, Stephane, and others (2013). Future flood losses in major coastal cities. *Nature Climate Change*, vol. 3, No. 9, p. 802.
- Hallett, Chris S., and others (2017). Observed and predicted impacts of climate change on the estuaries of south-western Australia, a Mediterranean climate region. *Regional Environmental Change*, vol. 18, pp. 1357–73.
- Harris, Rebecca M.B., and others (2018). Biological responses to the press and pulse of climate trends and extreme events. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 7, p. 579.
- Hiatt, Matthew, and others (2019). Drivers and impacts of water level fluctuations in the Mississippi River delta: Implications for delta restoration. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 224, pp. 117–137.
- Howarth, Candice, and James Painter (2016). Exploring the science-policy interface on climate change: the role of the IPCC in informing local decision-making in the UK. *Palgrave Communications*, vol. 2, No. 1, art. 16058.
- Ikeuchi, Hiroaki, and others (2017). Compound simulation of fluvial floods and storm surges in a global coupled river-coast flood model: Model development and its application to 2007 Cyclone Sidr in Bangladesh. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems*, vol. 9, No. 4, pp. 1847–1862.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- Janis, Samuel, and others (2016). Billion oyster project: linking public school teaching and learning to ecological restoration of New York Harbor using innovative applications of environmental and digital technologies. *International Journal of Digital Content Technology and Its Applications*, vol. 10, No. 1.
- Korpinen, Samuli, and others (2019) *Multiple pressures and their combined effects in Europe's seas*. ETC/ICM Technical Report 4/2019: European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine waters.
- Kosyan, Ruben (2017). *The Diversity of Russian Estuaries and Lagoons Exposed to Human Influence*. Springer.
- Kuang, Cuiping, and others (2014). Numerical assessment of the impacts of potential future sea level rise on hydrodynamics of the Yangtze River Estuary, China. *Journal of Coastal Research*, vol. 30, No. 3, pp. 586–597.
- Kumbier, Kristian, and others (2018). Investigating compound flooding in an estuary using hydrodynamic modelling: a case study from the Shoalhaven River, Australia.
- Lai, Racliffe W.S., and others (2016). Hong Kong's marine environments: History, challenges and opportunities. *Regional Studies in Marine Science*, vol. 8, pp. 259–273.
- Lana, Paulo da Cunha, and Angelo F. Bernardino (2018). *Brazilian Estuaries: A Benthic Perspective*. 1st ed. Brazilian Marine Biodiversity. Springer International Publishing.
- Lefcheck, Jonathan S., and others (2018). Long-term nutrient reductions lead to the unprecedented recovery of a temperate coastal region. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 14, pp. 3658–3662.
- Li, Tong, and others (2018). Driving forces and their contribution to the recent decrease in sediment flux to ocean of major rivers in China. *Science of the Total Environment*, vol. 634, pp. 534–541.
- Mahoney, Peter C., and Melanie J. Bishop (2018). Are geomorphological typologies for estuaries also useful for classifying their ecosystems? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 28, No. 5, pp. 1200–1208.
- McLeod, Elizabeth, and others (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9, No. 10, pp. 552–560.
- McSweeney, S.L., and others (2017). Intermittently closed/open lakes and lagoons: their global distribution and boundary conditions. *Geomorphology*, vol. 292, pp. 142–152.

- Minderhoud, P.S.J., and others (2017). Impacts of 25 years of groundwater extraction on subsidence in the Mekong delta, Vietnam. *Environmental Research Letters*, vol. 12, No. 6, 064006.
- Minderhoud, P.S.J., and others (2019). Mekong delta much lower than previously assumed in sea level rise impact assessments. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, art. 3847. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11602-1>.
- Moftakhari, Hamed R., and others (2015). Increased nuisance flooding along the coasts of the United States due to sea level rise: past and future. *Geophysical Research Letters*, vol. 42, No. 22, pp. 9846–9852.
- Moftakhari, Hamed R., and others (2017). Cumulative hazard: The case of nuisance flooding. *Earth's Future*, vol. 5, No. 2, pp. 214–223.
- Morris, Rebecca L., and others (2019). Design options, implementation issues and evaluating success of ecologically engineered shorelines.
- Muniz, Pablo, and others (2019). Río de la Plata: Uruguay. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, pp. 703–724. Elsevier.
- Neumann, Barbara, and others (2017). Strong sustainability in coastal areas: a conceptual interpretation of SDG 14. *Sustainability Science*, vol. 12, No. 6, pp. 1019–1035.
- Nicholls, Robert J., and others (2018). Erratum to: Ecosystem Services for Well-Being in Deltas: Integrated Assessment for Policy Analysis. In *Ecosystem Services for Well-Being in Deltas*, pp. E1–E1. Springer.
- Nichols, Charles Reid, and others (2019). Collaborative science to enhance coastal resilience and adaptation. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 404.
- Nienhuis, J. H., and others (2020). Global-scale human impact on delta morphology has led to net land area gain. *Nature*, vol. 577, No. 7791, pp. 514–18. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1905-9>.
- Pecl, Gretta T., and others (2017). Biodiversity redistribution under climate change: impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, vol. 355, No. 6332, eaai9214.
- Pesce, M., and others (2018). Modelling climate change impacts on nutrients and primary production in coastal waters. *Science of the Total Environment*, vol. 628, pp. 919–937.
- Phan, Linh K., and others (2015). Coastal mangrove squeeze in the Mekong Delta. *Journal of Coastal Research*, vol. 31, No. 2, pp. 233–243. <https://doi.org/10.2112/JCOASTRES-D-14-00049.1>.
- Prandle, David, and Andrew Lane (2015). Sensitivity of estuaries to sea level rise: vulnerability indices. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 160, pp. 60–68.
- Renaud, Fabrice G., and others (2013). Tipping from the Holocene to the Anthropocene: How threatened are major world deltas? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 5, No. 6, pp. 644–654.
- Reynolds, Laura, and others (2016) Ecosystem services returned through seagrass restoration. *Restoration Ecology*, vol. 24, No. 5, pp. 583–588.
- Robins, Peter E., and others (2016). Impact of climate change on UK estuaries: A review of past trends and potential projections. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 169, pp. 119–135.
- Robins, Peter E., and others (2018). Improving estuary models by reducing uncertainties associated with river flows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 207, pp. 63–73.
- Schmidt, Allison L., and others (2017). Regional-scale differences in eutrophication effects on eelgrass-associated (*Zostera marina*) macrofauna. *Estuaries and Coasts*, vol. 40, No. 4, pp. 1096–1112.
- Schmidt, Charles W. (2015). *Delta Subsidence: An Imminent Threat to Coastal Populations*. NLM-Export.
- Seebens, Hanno, and others (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, vol. 8, art. 14435.
- Seebens, Hanno, and others (2018). Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new source pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 10, pp. E2264–E2273.
- Sengupta, Dhritiraj, and others (2018). Building beyond land: an overview of coastal land reclamation in 16 global megacities. *Applied Geography*, vol. 90, pp. 229–238.
- Shalovenkov, Nickolai (2019). Alien Species Invasion: Case Study of the Black Sea. In *Coasts and Estuaries*, pp. 547–568. Elsevier.

- Syvitski, James, and others (2009) Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience*, vol. 2, pp. 681–686.
- Szabo, Sylvia, and others (2015). Sustainable development goals offer new opportunities for tropical delta regions. *Environment: Science and Policy for Sustainable Development*, vol. 57, No. 4, pp. 16–23.
- Teichberg, Mirta, and others (2010). Eutrophication and macroalgal blooms in temperate and tropical coastal waters: nutrient enrichment experiments with *Ulva* spp. *Global Change Biology*, vol. 16, No. 9, pp. 2624–37. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02108.x>.
- Teixeira, João Batista, and others (2013). Traditional ecological knowledge and the mapping of benthic marine habitats. *Journal of Environmental Management*, vol. 115, pp. 241–250.
- Tessler, Z.D., and others (2015). Profiling risk and sustainability in coastal deltas of the world. *Science*, vol. 349, No. 6248, pp. 638–643. <https://doi.org/10.1126/science.aab3574>.
- Tessler, Z.D., and others (2016). A global empirical typology of anthropogenic drivers of environmental change in deltas. *Sustainability Science*, vol. 11, No. 4, pp. 525–537.
- Todd, Peter A., and others (2019). Towards an urban marine ecology: characterizing the drivers, patterns and processes of marine ecosystems in coastal cities. *Oikos*.
- Turra, Alexander, and others (2013). Global environmental changes: setting priorities for Latin American coastal habitats. *Global Change Biology*, vol. 19, No. 7, pp. 1965–1969.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Van Coppenolle, Rebecca, and others (2018). Contribution of mangroves and salt marshes to nature-based mitigation of coastal flood risks in major deltas of the world. *Estuaries and Coasts*, vol. 41, No. 6, pp. 1699–1711.
- Van Coppenolle, Rebecca, and Stijn Temmerman (2019). A global exploration of tidal wetland creation for nature-based flood risk mitigation in coastal cities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 226, art. 106262.
- Whitfield, Alan K. (2017). The role of seagrass meadows, mangrove forests, salt marshes and reed beds as nursery areas and food sources for fishes in estuaries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, vol. 27, No. 1, pp. 75–110.
- Wright, Lynn Donelson, and Wei Wu (2019). Pearl River Delta and Guangzhou (Canton) China. In *Tomorrow's Coasts: Complex and Impermanent*, pp. 193–205. Springer.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2017). Combining marine macroecology and palaeoecology in understanding biodiversity: microfossils as a model. *Biological Reviews*, vol. 92, No. 1, pp. 199–215.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2019). Palaeo-records of histories of deoxygenation and its ecosystem impact. Ocean deoxygenation: Everyone's problem. IUCN.
- Yin, Jie, and others (2012). National assessment of coastal vulnerability to sea level rise for the Chinese coast. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 16, No. 1, pp. 123–133.
- Yin, Jiabo, and others (2018). Large increase in global storm runoff extremes driven by climate and anthropogenic changes. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 4389.

Chapitre 7G

Prairies

sous-marines

Constitutrices et contributeurs : Hugh Kirkman (organisateur de l'équipe de rédaction), Elizabeth Sinclair et Paul Lavery.

Principales observations

- Les prairies sous-marines continuent de décliner à un rythme alarmant, en particulier là où elles sont en conflit avec les activités humaines.
- Les écosystèmes marins sont reconfigurés en raison de l'impact des changements climatiques sur la répartition des espèces, certaines d'entre elles étant menacées d'extinction fonctionnelle à l'horizon 2100.
- Le piégeage du carbone bleu jouera un rôle dans l'atténuation des effets des changements climatiques.
- Pour que les solutions à long terme en matière de conservation et de restauration soient efficaces, il faudra trouver un équilibre entre les facteurs sociaux, économiques et environnementaux.

1. Introduction

Les herbes marines sont des plantes à fleurs marines qui vivent dans les eaux côtières. La dernière évaluation mondiale a révélé que les herbiers marins avaient disparu à un rythme de 110 km² par an depuis 1980 et que 29 % de leur superficie connue avait disparu depuis que les zones d'herbiers marins ont été répertoriées pour la première fois en 1879 (Waycott et al., 2009). Ces taux de déclin se sont accélérés, passant d'une médiane de 0,9 % par an avant 1940 à 7 % par an depuis 1990. Les taux de perte d'herbiers marins sont comparables à ceux signalés pour les mangroves, les récifs coralliens et les forêts tropicales humides, ce qui place les prairies sous-marines parmi les écosystèmes les plus menacés de la planète. Le déclin de la santé des herbiers marins est le résultat de l'évolution des conditions environnementales, en grande partie imputable au développement côtier, à la mise en valeur des terres, à la déforestation, à l'algoculture et à la pisciculture, à la surpêche et au déversement d'ordures. Quatre facteurs principaux sont responsables de la dégradation des herbiers marins : la mauvaise qualité de l'eau, les perturbations physiques, la dégradation des réseaux trophiques et le pâturage.

À l'échelle mondiale, les herbiers marins ont continué à décliner depuis la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017; voir aussi Unsworth et al., 2019). Des stratégies de gestion efficaces doivent être mises en œuvre pour inverser la tendance et renforcer le rôle fondamental des herbiers marins dans les habitats océaniques côtiers. Une perspective

multiforme et interdisciplinaire est nécessaire pour parvenir à une conservation globale des prairies sous-marines (voir encadré ci-après). Les solutions à long terme nécessiteront un équilibre entre les facteurs sociaux, économiques et environnementaux. Des exemples positifs se font jour, en particulier lorsque les propriétaires et les gardiens traditionnels sont consultés et se voient confier des missions de gardiennage plus larges. La culture des peuples autochtones est liée de manière holistique à la terre et à la mer, ainsi qu'à des lieux porteurs d'une charge symbolique (National Oceans Office, 2002).

Les changements environnementaux à l'échelle mondiale ont un effet sur les communautés vivant près de la mer ou qui dépendent des ressources maritimes. La perte et le déclin des prairies marines signifient que les zones de pêche et les zones de nourricerie continueront à disparaître et que les zones côtières vont se dégrader de manière générale (perte d'attractivité pour le tourisme et l'éducation à l'environnement marin, moindre capacité à lutter contre l'érosion, à fournir des zones de nourricerie pour les poissons, et dégradation de la qualité et de la clarté de l'eau). Les communautés côtières du monde entier subissent les effets des ondes de tempête, de l'érosion et des inondations. Les données scientifiques montrent clairement que la protection et la restauration des habitats naturels peuvent être un complément rentable aux approches de protection des communautés par la construction d'infrastructures (Ruckelshaus et al., 2016). Les

changements d'aire de répartition des herbiers marins (et de nombreuses espèces marines benthiques) dus au climat sont difficiles à quantifier en raison du manque de données sur le long terme relatives à la répartition complète des espèces. Ces changements peuvent avoir des conséquences souvent imprévues et dramatiques sont susceptibles d'entraîner, à terme, une perte de biodiversité et l'homogénéisation des communautés (Brustolin et al., 2019). La combinaison de la migration vers les pôles des espèces qui modifient leur habitat en raison des changements climatiques (H. Kirkman, communication personnelle) et de la pression de la pêche peut entraîner une moindre résilience

des écosystèmes (par exemple, Ling et Keane, 2018).

Les moyens spécifiques de rétablissement susceptibles d'être mis en œuvre après la perte d'herbiers marins sont particulièrement difficiles à quantifier. O'Brien et al. (2018) ont décrit quatre scénarios différents de dégradation et de rétablissement des écosystèmes d'herbiers marins. Le rétablissement peut être rapide, une fois que les conditions s'améliorent, mais l'absence d'herbiers marins à l'échelle du paysage peut persister pendant de nombreuses décennies. O'Brien et al. (2018) ont proposé un cadre de modélisation de la résilience.

Défis et solutions possibles pour réduire les pertes de prairies sous-marines

Défi n°1 : Reconnaissance sociétale de l'importance des herbiers marins. Expliquer ce que sont les herbiers marins et leur importance dans les systèmes côtiers.

Défi n°2 : Informations actualisées sur la situation et l'état de santé. Expliquer et enregistrer la situation et l'état de santé de nombreuses prairies sous-marines.

Défi n°3 : Identifier les activités constituant des menaces à l'échelle locale pour cibler les mesures de gestion en conséquence. Identifier les activités locales qui représentent des menaces et peuvent être gérées.

Défi n°4 : Équilibrer les besoins des populations et de la planète. Élargir la compréhension des interactions entre les éléments socioéconomiques et écologiques des systèmes d'herbiers marins.

Défi n°5 : Générer des recherches scientifiques pour soutenir les actions de conservation. S'appuyer sur les recherches de pointe en cours sur les herbiers marins (sécurité alimentaire et carbone bleu) pour élargir les domaines de recherche.

Défi n°6 : Agir en faveur de la conservation à l'ère des changements climatiques. Utiliser des indicateurs qui fournissent une alerte précoce sur les impacts des changements climatiques sur les herbiers marins. Innover dans les techniques de restauration.

Source : Adapté de Unsworth et al., 2019.

2. Conséquences socioéconomiques

Le développement côtier contribue au déclin continu des écosystèmes marins et estuariens à l'échelle mondiale. La croissance du tourisme et l'intensification du développement industriel et urbain dans les zones côtières nécessitera une gestion plus prudente et plus durable. De nombreux systèmes socio-écologiques dépendent du bon état de santé des prairies sous-marines pour fournir une multitude de services écosystémiques importants

(Cullen-Unsworth et al., 2014). La perte d'herbiers marins dans une petite zone ou un estuaire peut sembler négligeable mais, pour un littoral entier, il est important de prendre en compte l'effet cumulé de multiples perturbations.

Les herbes marines poussent dans de nombreuses zones estuariennes, où le développement et les ports requièrent souvent un important dragage d'entretien. L'arrachage des

herbes marines pendant le dragage est mineur, car il n'a lieu que dans le chenal dragué, comparé aux dommages causés par l'ombrage du panache turbide et l'étouffement des plantes par les sédiments mis en suspension pendant le dragage. Des possibilités d'atténuation des risques ont été évaluées afin de réduire l'impact sur les herbiers marins (Wu et al., 2018). Les projets de développement et autres changements anthropiques doivent être traités en suivant une approche prudente. Il convient d'envisager des compensations ou de nouvelles plantations lorsqu'on ne peut éviter les pertes de prairies sous-marines ou la diminution de leur superficie. Cependant, les compensations ne doivent pas être encouragées, car elles sont rarement équivalentes à la perte d'habitat. En outre, dans de nombreuses régions, il se peut qu'il n'y ait pas de zones appropriées pour replanter des prairies sous-marines, ce qui entraîne une perte nette de ces prairies, et le succès de la restauration n'est pas garanti.

Les évaluations économiques des systèmes d'herbiers marins n'ont pas été généralisées (Constanza et al., 2014), la plupart des estimations réalisées se traduisant par des sous-évaluations. Il sera essentiel de disposer d'un plus grand nombre de modèles dérivés reliant la structure et la fonction écologiques à tous les services économiques associés pour pouvoir

estimer avec précision leur valeur pécuniaire (Dewsbury et al., 2016).

Les récifs coralliens (chap. 7D) et les mangroves (chap. 7H) agissent en synergie dans la production d'aliments économiquement utiles grâce à la connectivité des nutriments et des biotes. La santé du milieu marin est également améliorée par les herbes marines associées au filtrage naturel des agents pathogènes. Lamb et al. (2017) ont mis en évidence une corrélation entre la présence de prairies sous-marines et une réduction de 50 % de l'abondance relative des pathogènes bactériens potentiels provenant des êtres humains et des organismes marins. Des études sur le terrain portant sur plus de 8 000 coraux bâtisseurs de récifs situés à proximité de prairies sous-marines ont montré que les niveaux de pathologies étaient deux fois moins élevés que pour les coraux situés sur des sites jumelés sans prairies sous-marines adjacentes.

Les prairies sous-marines fournissent un service culturel important car elles jouent un rôle central inhabituel dans la préservation de sites précieux du patrimoine archéologique et historique submergé (Krause-Jensen et al., 2016). L'âge et le taux de croissance des rhizomes peuvent être déterminés en établissant l'âge des amphores, un aspect largement négligé des services fournis par les herbes marines.

3. Changements par région

Il existe un déficit de données dans de nombreuses régions, ou bien les données ne sont pas collectées au niveau mondial.

Ce manque de données est parfaitement illustré par des exemples tirés d'îles situées dans les mers d'Asie de l'Est. L'Asie du Sud-Est et l'Australie présentent la plus grande diversité d'espèces d'herbiers marins et de types d'habitats, mais les informations de base sur les habitats des herbiers marins font encore défaut. Fortes et al. (2018) ont souligné que la répartition connue, l'étendue, la diversité des espèces, la recherche et les lacunes dans les connaissances sur les herbiers marins en Asie

du Sud-Est ne sont pas présentées correctement. Ils ont estimé la région biogéographique des écorégions marines du monde à environ 36 700 km², mais il s'agit probablement d'une sous-estimation, car certaines écorégions n'étaient pas correctement représentées et des informations actualisées faisaient défaut.

Les biotopes insulaires peu profonds de l'Asie de l'Est possèdent de vastes récifs coralliens, bordés d'herbiers marins et de mangroves. Les principales prairies sous-marines de l'Inde poussent le long de la côte sud-est dans le golfe de Mannar, entre l'Inde et le Sri Lanka et le détroit de Palk, et dans les lagunes des îles

de Lakshadweep en mer d'Arabie jusqu'aux îles Andaman et Nicobar dans le golfe du Bengale. Le golfe est un parc marin national couvrant une superficie approximative de 10 500 km² et comprenant 21 îles situées parallèlement au littoral. Une approche associant gestion, cartographie et surveillance est nécessaire afin de maintenir cette précieuse zone de nourricerie pour les populations locales qui utilisent les prairies sous-marines comme zones de pêche. La population locale doit être sensibilisée à l'utilisation des zones d'herbiers marins et à l'importance de l'écosystème associé. Les herbiers marins jouent un rôle clé qui permet à l'Indonésie de jouir du statut de deuxième producteur mondial de fruits de mer. L'état précaire de ses herbiers marins pourrait compromettre leur résilience aux changements climatiques et entraîner la perte de leurs services écosystémiques de grande valeur (Unsworth et al., 2018).

Quelque 800 îles au large de Myeik, au Myanmar, possèdent des récifs coralliens et des mangroves, avec des herbiers marins sous le vent. Les habitats de grande valeur des herbiers marins n'ont pas été cartographiés mais sont probablement surexploités pour les poissons et les crustacés (H. Kirkman, communication personnelle).

Arias-Ortiz et al. (2018) ont signalé des dommages affectant 36 % des prairies sous-marines de Shark Bay, en Australie occidentale, à

la suite d'une vague de chaleur marine sur la période 2010-2011. Shark Bay possède le plus grand stock de carbone signalé pour un écosystème d'herbiers marins, contenant jusqu'à 1,3 % du carbone total stocké dans le mètre supérieur des sédiments d'herbiers marins du monde entier.

De vastes zones d'herbiers marins situées le long de la côte du Queensland, dans l'est de l'Australie, ont été perdues à la suite de cyclones ayant entraîné une augmentation de la turbidité et un écoulement de polluants. On prévoit que ces cyclones deviendront plus intenses en raison des changements climatiques. En Méditerranée, les prairies de *Posidonia oceanica* diminuent également à un rythme alarmant en raison des changements climatiques et des activités humaines (Telesca et al., 2015).

On constate également un manque de coordination concernant les types de données collectées et les méthodes de collecte, ce qui se traduit par des ensembles de données non comparables entre régions.

C'est malheureusement à l'échelle globale, et pas seulement en Australie et en Asie, que l'on constate des pertes d'herbiers marins. Dans les Caraïbes, l'invasion d'*Halophila stipulacea* entraîne des changements majeurs. Par ailleurs, la Méditerranée connaît une tropicalisation (Hyndes et al., 2016).

4. Perspectives

La sensibilisation générale aux herbiers marins et aux importants services écosystémiques qu'ils fournissent s'améliore à l'échelle mondiale. Des modèles conceptuels et mathématiques aident les gestionnaires à adopter un processus scientifique de gestion des herbiers marins. Les services des herbiers marins peuvent être organisés selon un cadre « facteurs – pressions – état – impact – réponses », qui a été adopté pour l'étude d'écosystèmes d'herbiers marins dans le monde entier, y compris par l'Union européenne, pour son rapport sur l'état de l'environnement

(Kelble et al., 2013). L'objectif d'un tel cadre est de parvenir à un consensus scientifique sur la définition des caractéristiques et des processus de régulation fondamentaux permettant aux écosystèmes d'herbiers marins d'être durables et capables de fournir divers services écosystémiques. Pour atteindre cet objectif, il est nécessaire de prendre en compte les facteurs régionaux, sociaux, politiques, culturels, économiques et de santé publique, dans le cadre de la recherche et de la gestion, ainsi que des variables écologiques.

Le suivi et l'évaluation, et l'établissement de rapports à l'intention des gestionnaires sont essentiels pour déterminer si une action de gestion, un rétablissement ou une détérioration est en cours. Une approche de surveillance à plusieurs niveaux, conçue à la fois par les scientifiques et les gestionnaires, devrait être mise en place partout où la gestion des

herbiers marins est nécessaire. Neckles et al. (2012) ont fourni un modèle conceptuel pour une telle approche. Zimmerman et al. (2015) ont utilisé un modèle mathématique pour prédire les effets du réchauffement des océans, de l'acidification et des changements de la qualité de l'eau sur les zostères de la baie de Chesapeake.

5. Principales lacunes en matière de connaissances

Une évaluation des lacunes en matière de connaissances sur les herbiers marins australiens a permis d'identifier des déficiences dans de nombreux domaines de recherche, notamment la taxonomie et la systématique, la physiologie, la biologie des populations, la biogéochimie et la microbiologie des sédiments, le fonctionnement des écosystèmes, les habitats fauniques, les menaces, la réhabilitation et la restauration, la cartographie et la surveillance ainsi que les outils de gestion (York et al., 2017). Ces lacunes dans les connaissances se font ressentir à l'échelle mondiale et doivent être comblées si l'on veut que les systèmes soient gérés efficacement et capables de fournir des services écosystémiques diversifiés. Pour atteindre ces objectifs, il est nécessaire de prendre en compte les facteurs régionaux, sociaux, politiques, culturels, économiques et de santé publique, dans le cadre de la recherche et de la gestion, avec des variables écologiques. Il convient d'envisager des programmes de recherche portant sur les interactions simultanées de plusieurs facteurs de stress. Les systèmes sont extrêmement complexes et il est difficile de prédire avec précision toutes les conséquences d'expériences de facteurs de stress multiples. Pour combler les lacunes en matière de connaissances, il faudra s'appuyer sur les progrès technologiques réalisés dans les domaines de la télédétection, de la génomique, des microcapteurs, de

la modélisation informatique et des analyses statistiques. Les approches interdisciplinaires continueront à élargir la compréhension des interactions complexes entre les herbiers marins et leur environnement. Les services écosystémiques rendus par les prairies sous-marines, notamment s'agissant des zones de pêche que ces dernières abritent, et les activités dommageables qui menacent leur existence, devraient encourager les experts à identifier des solutions potentielles pour prévenir de nouvelles pertes. Il faut s'attendre à ce que la restauration devienne de plus en plus nécessaire pour atténuer la perturbation des herbiers marins (Statton et al., 2018).

Il existe également des lacunes dans les connaissances en matière de recherche socioculturelle et économique, malgré la prise de conscience croissante de l'importance des relations entre l'homme et les herbiers marins. Parmi les solutions proposées, on peut citer une meilleure éducation des communautés qui ne mesurent pas suffisamment l'utilité des herbiers marins, comme le montre par exemple l'arrachage des herbes marines aux Maldives et dans d'autres destinations touristiques¹, et l'accumulation excessive de fucus sur les plages suite à la construction d'infrastructures de plage inappropriées, telles que des épis ou des marinas.

¹ Disponible à l'adresse www.maldivesresilientreefs.com/campaigns/seagrass.

6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

6.1. Cartographie

Le détail et la définition des cartes de distribution des herbiers marins doivent être améliorés. La carte mondiale la plus récente de la répartition des herbiers marins a été réalisée il y a près de 10 ans. Elle devrait être mise à jour avec une nouvelle cartographie des prairies sous-marines et des habitats associés. Des efforts de cartographie des prairies sous-marines sont entrepris dans de nombreuses régions du monde, mais il n'existe pas de centres pour l'intégration des produits dans une carte mondiale et pour la collecte des métadonnées. La carte servirait à indiquer les pertes ou les gains actualisés dans les zones de prairies sous-marines, la diversité des prairies sous-marines et le besoin d'informations supplémentaires. Les technologies satellitaires s'améliorent également et sont utilisées plus fréquemment pour la cartographie des herbiers marins.

Les prairies sous-marines sont des systèmes dynamiques, ce qui représente une difficulté supplémentaire pour la cartographie et la surveillance, d'autant plus que certaines espèces sont éphémères (colonisatrices ou opportunistes) et/ou sujettes aux dommages causés par les tempêtes. Duffy et al. (2019) ont imaginé une carte des écosystèmes avec un réseau d'observation de la biodiversité marine reliant celle-ci aux variables géophysiques environnementales.

Il n'existe actuellement aucun référentiel dans lequel les informations peuvent être partagées et les changements suivis à des échelles pertinentes sur le plan écologique. Pour ce faire, les écologistes et les gestionnaires des herbiers marins doivent définir une série de mesures et de méthodes d'échantillonnage permettant de partager et de comparer les données entre les régions. Une cartographie détaillée peut être réalisée à l'aide de drones ou de sonars latéraux multibandes. Hamana et Komatsu (2016) ont utilisé un système de sonar multifaisceaux étroit pour détecter les prairies sous-marines

et estimer leur abondance relative. Gumusay et al. (2019) ont passé en revue la documentation portant sur l'utilisation de systèmes acoustiques, appliquées à la cartographie, la surveillance et la détection des herbiers marins. Des bases de données d'imagerie aérienne de haute qualité permettent de suivre l'évolution des fonds marins couverts par les herbiers, du niveau local au niveau régional (par exemple, Evans et al., 2018). Cependant, aucune de ces options n'est propre à une espèce, et il est donc nécessaire de procéder à des vérifications sur le terrain. La clarté de l'eau peut également être un problème après les tempêtes, pendant le dragage et en raison de la pollution terrestre et de l'eutrophisation. L'eutrophisation se produit lorsque des niveaux élevés de nutriments pénètrent dans la mer et sont absorbés par les macroalgues, qui poussent sur les feuilles des herbes marines et peuvent étouffer ces dernières et empêcher ainsi la photosynthèse.

6.2. Séquestration du carbone

Les écosystèmes d'herbiers marins ont une plus grande capacité à séquestrer le carbone que les écosystèmes terrestres (Macreadie et al., 2019). Avec les marais côtiers et les mangroves, les herbiers marins contribuent à hauteur d'environ 50 % du total de carbone séquestré dans les sédiments marins (carbone bleu), bien qu'ils n'occupent que 0,2 % de la surface des océans. Ainsi, leur taux de séquestration du carbone organique dépasse celui des forêts terrestres par unité de surface de un à deux ordres de grandeur. Les prairies sous-marines séquestrent le dioxyde de carbone par photosynthèse et en stockent de grandes quantités dans les plantes mais aussi, et surtout, dans les sédiments qui se trouvent en dessous (McLeod et al., 2011; Fourqurean et al., 2012). La séquestration dans les sédiments des herbiers est très variable selon les espèces. Les grandes herbes marines, comme *Posidonia* spp., forment des mattes de plusieurs mètres de profondeur

qui peuvent rester stockées pendant des millénaires (Mateo et al., 1997). Mazarrasa et al. (2015) ont estimé le taux moyen d'accumulation de carbone inorganique particulaire dans les sédiments des herbiers marins à $126,3 \pm 31,05$ g par m² par an. Sur la base de l'étendue mondiale des prairies sous-marines (177 000 à 600 000 km²), les écosystèmes stockent globalement entre 11 et 39 picogrammes de carbone inorganique particulaire dans le mètre supérieur des sédiments et accumulent entre 22 et 75 téragrammes de carbone inorganique particulaire par an. Malheureusement, les prairies denses sont constamment menacées (voir les estimations précédentes du taux de perte globale), et leur perte s'accompagne de l'émission du CO₂ qui était stocké dans les mattes. Par exemple, on estime que la perte continue d'herbiers marins en Australie émet jusqu'à 3 millions de tonnes de CO₂ dans l'atmosphère chaque année, et augmente de 12 à 21 % les émissions annuelles de CO₂ dues au changement d'affectation des terres (Serrano et al., 2019). De plus, les dommages et le déclin subis par les prairies sous-marines réduiront le niveau de séquestration continue du dioxyde de carbone.

Il est possible d'éviter les émissions de gaz à effet de serre et de renforcer leur séquestration grâce à la conservation et à la restauration des écosystèmes côtiers végétalisés, qui ont été reconnus par de nombreux pays comme un moyen d'atteindre leurs objectifs politiques en matière de réduction des gaz à effet de serre (Martin et al., 2016). Toutefois, pour y parvenir, il convient de combler plusieurs lacunes clés en matière d'information et de régler certaines questions politiques. Un récent aperçu de Macreadie et al. (2019) fournit une feuille de route complète pour les décennies à venir sur les futures recherches à mener dans le domaine de la science du carbone bleu.

6.3. Changements climatiques

Le changement des conditions climatiques et océaniques affecte des ressources marines précieuses et les communautés qui en

dépendent. Les changements climatiques ont un effet sur les prairies sous-marines dans un certain nombre de domaines. On prévoit que les événements climatiques extrêmes deviendront plus fréquents et plus graves [Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2013], entraînant une modification rapide des écosystèmes, dont l'ampleur sera probablement plus importante que celle causée par un changement climatique progressif (Wernberg et al., 2016). Des évaluations de la vulnérabilité climatique des espèces et des habitats marins clés devraient être menées afin d'identifier les espèces qui sont les plus vulnérables et qui peuvent nécessiter des stratégies de gestion innovantes². Les reconfigurations écosystémiques résultant des changements climatiques dans la répartition des espèces devraient avoir de profondes implications écologiques, sociales et économiques, car les écosystèmes tempérés sont remplacés par des espèces tropicales (Vergés et al., 2014). Les changements d'aires de répartition peuvent également être causés par des espèces envahissantes, qui modifient les services écosystémiques fournis. Par exemple, les Caraïbes ont été infestées par *Halophila stipulacea* au cours des 20 dernières années, et les recherches montrent des changements spectaculaires en termes d'associations d'espèces de poissons et d'impact sur les tortues. La zostère exotique *Zostera japonica* a également altéré les communautés estuariennes qu'elle a colonisées (Vergés et al., 2014). D'après certaines prévisions, les changements climatiques pourraient entraîner des tempêtes moins nombreuses mais plus intenses dans de nombreuses régions (Gera et al., 2014) et, par conséquent, des perturbations locales et une perte de qualité de l'eau pendant des semaines, voire des mois, d'affilée. Ce phénomène va affecter les prairies sous-marines et entraîner des changements en matière de gestion et de politique. Bien que la perte d'épiphytes calcaires des herbiers marins puisse être bénéfique en termes d'acidité (voir chap. 5 pour des détails sur l'acidification des océans), dans un contexte de forte concentration de dioxyde de carbone,

² Voir www.fisheries.noaa.gov/national/climate/climate-vulnerability-assessments.

de nutriments et de température, Alsterberg et al. (2013) prévoient une augmentation des épiphytes non calcaires, tels que les algues filamenteuses et les diatomées. Cela pourrait entraîner des changements dans la structure de la communauté des épiphytes, ces derniers, qui sont des algues coralligènes peu appétissantes, évoluant vers des algues plus appétissantes. En outre, la diminution de la production par les herbiers marins de phénols dissuasifs pour les consommateurs potentiels en raison d'une forte teneur en dioxyde de carbone (Arnold et al., 2012) pourrait augmenter l'appétence de leurs feuilles pour un certain nombre d'invertébrés et de poissons brouetteurs. Les effets positifs d'une augmentation du dioxyde de carbone sur la physiologie des herbiers marins peuvent contribuer à atténuer les effets négatifs d'autres facteurs de stress environnementaux connus pour affecter leur croissance et leur survie, mais la combinaison de l'augmentation des températures et de la réduction de la lumière aura probablement pour effet d'annuler les augmentations de carbone disponible (Collier et al., 2018).

Il pourrait également y avoir un déplacement de l'aire de répartition de certaines espèces, à savoir le remplacement d'espèces d'herbiers marins tempérés par des espèces tropicales ainsi que des changements dans la structure des communautés. Il existe actuellement peu de preuves d'un déplacement de l'aire de répartition des herbiers marins, bien que les projections actuelles de réchauffement des zones périphériques des aires de répartition, comme la mer Méditerranée et Shark Bay, en Australie, suggèrent une extinction fonctionnelle de

leurs grandes espèces tempérées d'ici 2100 sur fond d'accélération du réchauffement (Hyndes et al., 2016).

6.4. Restauration et redressement

Le rétablissement et l'atténuation des régimes de perturbation ont généralement constitué la première ligne de défense (et la moins onéreuse), mais la restauration ou l'intervention écologique apparaît de plus en plus indispensable dans un environnement très évolutif, et constitue potentiellement une stratégie de gestion plus efficace lorsque l'habitat des herbiers marins a déjà été perdu ou est fortement dégradé (Statton et al., 2018). La restauration a vu ses taux de réussite s'améliorer mais reste encore extrêmement limitée. La restauration et le rétablissement des prairies sous-marines représentent une activité importante, et des réussites significatives en matière de restaurations ont été documentées (par exemple, Orth et al., 2017; Wendländer et al., 2019). Si la restauration s'impose de plus en plus comme une nécessité impérieuse pour atténuer les perturbations des herbiers marins, il faut souligner qu'elle n'est jamais une réussite à 100 %, son taux de réussite étant souvent bien inférieur à 50 %. En outre, les prairies sous-marines dégradées et restaurées fournissent rarement le même niveau de services écosystémiques. Ainsi, le fait de recourir à la restauration entraînera une perte continue des herbiers marins à l'échelle mondiale. La protection des prairies existantes contre une nouvelle destruction massive constituerait une bien meilleure utilisation des ressources.

Références

- Alsterberg, Christian, and others (2013). Consumers mediate the effects of experimental ocean acidification and warming on primary producers. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. 21, pp. 8603–8608.
- Arias-Ortiz, Ariane, and others (2018). A marine heatwave drives massive losses from the world's largest seagrass carbon stocks. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 4, p. 338.
- Arnold, Thomas, and others (2012). Ocean acidification and the loss of phenolic substances in marine plants. *PLoS One*, vol. 7, No. 4, e35107.
- Brustolin, Marco Colossi, and others (2019). Future ocean climate homogenizes communities across habitats through diversity loss and rise of generalist species. *Global Change Biology*, vol. 25, No. 10, pp. 3539–3548.

- Collier, Catherine J., and others (2018). Losing a winner: thermal stress and local pressures outweigh the positive effects of ocean acidification for tropical seagrasses. *New Phytologist*, vol. 219, No. 3, pp. 1005–1017.
- Constanza, Robert, and others (2014) Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, vol. 26, pp. 152–158.
- Cullen-Unsworth, L.C., and others (2014). Seagrass meadows globally as a coupled social-ecological system: Implications for human wellbeing. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 83, pp. 387–397. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.06.001>.
- Dewsbury, Bryan M., and others (2016). A review of seagrass economic valuations: Gaps and progress in valuation approaches. *Ecosystem Services*, vol. 18, pp. 68–77.
- Duffy, J. Emmett, and others (2019). Toward a coordinated global observing system for seagrasses and marine macroalgae. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 317.
- Evans, Suzanna M., and others (2018). Seagrass on the brink: decline of threatened seagrass *Posidonia australis* continues following protection. *PLoS One*, vol. 13, No. 4.
- Fortes, Miguel D., and others (2018). Seagrass in Southeast Asia: a review of status and knowledge gaps, and a road map for conservation. *Botanica Marina*, vol. 61, No. 3, pp. 269–288.
- Fourqurean, James W., and others (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, vol. 5, No. 7, p. 505.
- Gera, Alessandro, and others (2014). The effect of a centenary storm on the long-lived seagrass *Posidonia oceanica*. *Limnology Oceanography*, vol. 59, pp. 1910–1918.
- Gumusay, Mustafa Umit, and others (2019). A review of seagrass detection, mapping and monitoring applications using acoustic systems. *European Journal of Remote Sensing*, vol. 52, No. 1, pp. 1–29.
- Hamana, Masahiro, and Teruhisa Komatsu (2016). Real-time classification of seagrass meadows on flat bottom with bathymetric data measured by a narrow multibeam sonar system. *Remote Sensing*, vol. 8, No. 2, art. 96.
- Hyndes, Glenn A., and others (2016). Accelerating tropicalization and the transformation of temperate seagrass meadows. *Bioscience*, vol. 66, No. 11, pp. 938–948.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2013). Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate, T.F. Stocker and others, eds. Cambridge and New York: Cambridge University Press.
- Kelble, Christopher R., and others (2013). The EBM-DPSIR Conceptual Model: Integrating Ecosystem Services into the DPSIR Framework. *PLOS ONE*, vol. 8, No. 8, pp. 1–12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070766>.
- Krause-Jensen, Dorte, and others (2016). Seagrass sedimentary deposits as security vaults and time capsules of the human past. *Ambio*, vol. 48, No. 4, pp. 325–335.
- Lamb, Joleah B., and others (2017). Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. *Science*, vol. 355, No. 6326, pp. 731–733.
- Ling, Scott D., and John P. Keane (2018). Resurvey of the Longspined Sea Urchin (*Centrostephanus rodgersii*) and associated barren reef in Tasmania. Institute for Marine and Antarctic Studies Report. University of Tasmania, Hobart, 52 p.
- Macreadie, Peter I., and others (2019). The future of Blue Carbon science. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, pp. 1–13.
- Martin, A., and others (2016). Blue Carbon - Nationally Determined Contributions Inventory. Appendix to: Coastal blue carbon ecosystems. Opportunities for Nationally Determined Contributions. Published by GRID-Arendal, Norway. ISBN: 978-82-7701-161-5.
- Mateo, Miguel A., and others (1997). Dynamics of millenary organic deposits resulting from the growth of the Mediterranean seagrass *Posidonia oceanica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 44, No. 1, pp. 103–110.

- Mazarrasa, I., and others (2015). Seagrass meadows as a globally significant carbonate reservoir. *Bio-geosciences*, vol. 12, No. 16, pp. 4993–5003. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4993-2015>.
- Mcleod, Elizabeth, and others (2011). A blueprint for blue carbon: toward an improved understanding of the role of vegetated coastal habitats in sequestering CO₂. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 9, No. 10, pp. 552–560.
- National Oceans Office (2002). *Sea Country: An Indigenous Perspective: The South-East Regional Marine Plan*. Assessment Reports.
- Neckles, Hilary A., and others (2012). Integrating scales of seagrass monitoring to meet conservation needs. *Estuaries and Coasts*, vol. 35, No. 1, pp. 23–46. <https://doi.org/10.1007/s12237-011-9410-x>.
- O'Brien, Katherine R., and others (2018). Seagrass ecosystem trajectory depends on the relative timescales of resistance, recovery and disturbance. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 134, pp. 166–176.
- Orth, Robert J., and others (2017). Submersed aquatic vegetation in Chesapeake Bay: sentinel species in a changing world. *Bioscience*, vol. 67, No. 8, pp. 698–712.
- Ruckelshaus, Mary H., and others (2016). Evaluating the benefits of green infrastructure for coastal areas: location, location, location. *Coastal Management*, vol. 44, No. 5, pp. 504–16. <https://doi.org/10.1080/08920753.2016.1208882>.
- Serrano, Oscar, and others (2019). Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, pp. 1–10.
- Statton, John, and others (2018). Decline and restoration ecology of Australian seagrasses. In *Seagrasses of Australia*, pp. 665–704. Springer.
- Telesca, Luca, and others (2015). Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 12505.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Unsworth, Richard K.F., and others (2018). Indonesia's globally significant seagrass meadows are under widespread threat. *Science of the Total Environment*, vol. 634, pp. 279–286.
- Unsworth, Richard, K.F., and others (2019). Global challenges for seagrass conservation. *Ambio*, vol. 48, No. 8, pp. 801–815.
- Vergés, Adriana, and others (2014). The tropicalization of temperate marine ecosystems: climate-mediated changes in herbivory and community phase shifts. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 281, No. 1789, p20140846.
- Waycott, Michelle, and others (2009). Accelerating loss of seagrasses across the globe threatens coastal ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 106, No. 30, pp. 12377–12381.
- Wendländer, Nele Svenja, and others (2019). Assessing methods for restoring seagrass (*Zostera muelleri*) in Australia's subtropical waters. *Marine and Freshwater Research*.
- Wernberg, Thomas, and others (2016). Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. *Science*, vol. 353, No. 6295, pp. 169–172.
- Wu, Paul Pao-Yen, and others (2018). Managing seagrass resilience under cumulative dredging affecting light: Predicting risk using dynamic Bayesian networks. *Journal of Applied Ecology*, vol. 55, No. 3, pp. 1339–1350.
- York, Paul H., and others (2017). Identifying knowledge gaps in seagrass research and management: an Australian perspective. *Marine Environmental Research*, vol. 127, pp. 163–172.
- Zimmerman, Richard C., and others. (2015) Predicting effects of ocean warming, acidification, and water quality on Chesapeake region eelgrass. *Limnology and Oceanography*, vol. 60, No. 5, pp.1781–1804.

Chapitre 7H

Mangroves

Contributeurices et contributeurs : José Souto Rosa Filho (organisateur de l'équipe de rédaction), Nahid Abdel Rahim Osman et Colin D. Woodroffe.

Principales observations

- Malgré leur importance écologique et socioéconomique, surtout en tant que puits de carbone, les zones de forêts de mangrove se réduisent d'année en année.
- Bien que la déforestation se poursuive dans la plupart des régions, les activités de boisement et de reboisement des mangroves entreprises sur tous les continents ont partiellement ralenti la perte de la superficie des mangroves qui s'élève à moins de 0,4 % par an, contre environ 2 % par an auparavant.
- L'augmentation de la densité de population et le développement non planifié sur le littoral sont les principales menaces qui pèsent sur les forêts de mangrove.
- Les changements climatiques à l'échelle mondiale, tels que l'augmentation du niveau et de la température de la mer, entraînent une expansion des mangroves en direction des pôles et, dans certaines régions, vers l'intérieur des terres dans les marais salants.
- La mise en place d'actions locales et plusieurs accords internationaux ont contribué à la conservation de la mangrove, mais leur succès a été jusqu'ici limité par les lourdeurs administratives et par le manque d'engagement de la part des autorités locales, régionales et nationales, ainsi que de la part des populations locales.

1. Introduction

On trouve des mangroves dans 118 pays. Elles occupent les estuaires et les rivages des régions tropicales et subtropicales (Tomlinson, 2016) et abritent 73 espèces et hybrides recensés. C'est en Asie qu'elles offrent la plus grande diversité et qu'elles sont le plus étendues (Spalding, 2010). Elles sont des écosystèmes cruciaux, qui se trouvent à l'interface entre la mer et la terre. Elles influencent la plupart des activités humaines, tout en étant influencées par elles (Nations Unies, 2017b; Feller et al., 2017).

Bien qu'elles ne représentent que 0,7 % du total des forêts tropicales dans le monde, les forêts de mangrove fournissent des fruits de mer, du bois de chauffage et du bois de construction, ainsi que des services tels que la protection du littoral, l'exportation et la séquestration de carbone, et la bioremédiation des déchets [comme indiqué au chapitre 48 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a)]. Outre ces biens et services, les mangroves fournissent également des services écosystémiques culturels qui occupent une place importante dans la vie, les moyens d'existence et l'identité culturelle des populations locales et principales parties prenantes (Mitra, 2020a).

Malgré leur grande valeur écologique, socio-économique et culturelle, les mangroves figurent parmi les écosystèmes les plus menacés de la planète. Elles sont détruites à un rythme trois à cinq fois supérieur au taux moyen de diminution de la superficie des forêts; plus d'un quart de la couverture initiale de mangroves a déjà disparu [Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), 2014; Richards et Friess, 2016]. Bien qu'elles continuent d'être dégradées et aient disparu de certaines régions, les initiatives de conservation, les efforts de réhabilitation, la régénération naturelle et leur expansion liée aux changements climatiques ont permis de réaliser des gains dans d'autres régions (Feller et al., 2017).

Dans les zones éloignées des incidences humaines directes, des changements considérables ont été observés dans l'étendue de la zone de mangrove du fait de facteurs environnementaux naturels (Rioja-Nieto et al., 2017; Lucas et al., 2018). La couverture mondiale de mangroves avait été estimée à 181 000 km² par Spalding et al. (1997), mais cette valeur a été révisée à la baisse, à 137 760 km² par Giri et al. (2011), ce qui correspond aux estimations

faites par le Global Mangrove Watch (Bunting et al., 2018).

L'augmentation de la densité de la population dans la zone côtière est la principale menace qui pèse sur les forêts de mangrove, en particulier du fait du développement urbain non planifié, de l'aquaculture et de la conversion à des usages agricoles tels que la riziculture, et de la surexploitation du bois (Nations Unies, 2017b; Ferreira et Lacerda, 2016; Thomas et al., 2018; Romañach et al., 2018). Toutefois, du point de vue mondial, le taux de perte de mangrove est passé d'environ 2 % par an à la fin du XX^e siècle à moins de 0,4 % par an au début du XXI^e siècle (Friess et al., 2019b, 2020).

Au cours de la dernière décennie, la qualité et la disponibilité des données sur la répartition mondiale de la mangrove se sont améliorées (Hamilton et Casey, 2016; Ferreira et Lacerda, 2016; Thomas et al., 2018; Romañach et al., 2018; Saintilan et al., 2019; Lucas et al., 2020) et de nombreuses initiatives nationales (publiques ou sous la forme de partenariats public-privé) ont été lancées pour tenter de mieux comprendre les changements que connaît la mangrove (Schaeffer-Novelli et al.,

2016). L'utilisation de données satellitaires est l'une des principales approches de l'évaluation de la mangrove (Giri et al., 2011; Li et al., 2013; Duncan et al., 2017; Jayakumar, 2019; Lyburner et al., 2019).

Récemment, la mise en service de plateformes informatiques en nuage telles que Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017) et Amazon Web Services (Chen et al., 2017; Lucas et al., 2020), qui combinent plusieurs PB de données orbitales et géospatiales à des ressources d'analyse statistique, ont permis des estimations plus fiables de la couverture de la mangrove locale, régionale et mondiale et de son évolution dans le temps (Diniz et al., 2019).

Le présent chapitre s'appuie sur les observations formulées au chapitre 48 de la première Évaluation. Les mangroves sont des végétaux marins, ces derniers faisant l'objet du chapitre 6G de la présente Évaluation. On les trouve souvent dans les estuaires et dans les deltas, lesquels sont abordés dans le chapitre 7F, et partagent de nombreuses caractéristiques avec les marais salants (chap. 7I) et les prairies sous-marines (chap. 7G).

2. Changements observés dans l'état des mangroves entre 2010 et 2020

La superficie occupée par les mangroves diminue chaque année à l'échelle du globe. L'état des forêts de mangrove varie selon les pays et selon les régions (Romañach et al., 2018). Bien que la déforestation se poursuive dans la plupart des régions, le boisement et le reboisement de mangroves dans certaines zones ont ralenti la vitesse de diminution de leur superficie (Li et al., 2013; Cavanaugh et al., 2014; Ferreira et Lacerda, 2016; Friess et al., 2019b, 2020). Une hausse de 12 % de la superficie des mangroves a été enregistrée en mer Rouge par Almahasheer et al. (2016). En Nouvelle-Zélande, les mangroves ont connu une expansion rapide au cours des 50 à 80 dernières années, en raison de l'accélération du remplissage des estuaires et de l'accrétion verticale des vasières (Horstman et al., 2018).

Dans toutes les régions où l'on trouve des mangroves, des pertes dues aux activités humaines ont été enregistrées. Le principal facteur de destruction des mangroves est l'augmentation de la densité humaine dans la zone côtière (Branoff, 2017; Saifullah, 2017; Romañach et al., 2018). L'activité anthropique la plus fréquente dans les zones de mangrove est leur conversion à l'aquaculture ou à l'agriculture (Thomas et al., 2018; voir chap. 16 de la présente Évaluation). L'exploitation forestière, l'érosion et la sédimentation constituent d'autres facteurs associés aux pertes de mangrove (voir chap. 13), de même que la production de sel (Feller et al., 2017) et le pâturage du bétail (Ferreira et Lacerda, 2016; Thomas et al., 2018).

Les mangroves sont peu appréciées par certaines populations car elles sont souvent perçues comme « envahissantes » ou comme étant de « faible valeur » (par exemple, elles « gâchent » une belle plage de sable en la rendant boueuse). La destruction des mangroves en Nouvelle-Zélande est principalement le fait des populations locales (avec ou sans autorisation), en raison d'un manque de sensibilisation des communautés ou des organismes locaux aux valeurs de la mangrove, ou de la crainte de la part de membres élus du gouvernement ou de la communauté de perdre une partie de leur soutien.

Les changements climatiques à l'échelle mondiale sont eux aussi associés à l'évolution de la répartition des mangroves (voir chap. 4 et 9), comme leur expansion en direction des pôles et vers l'intérieur des terres (Cavanaugh et al., 2014; Saintilan et al., 2019), sauf lorsque des infrastructures artificielles empêchent leur recul, ce qui entraîne une contraction des zones humides, appelée « compression côtière » (Leo et al., 2019). Les phénomènes climatiques extrêmes, notamment les sécheresses, peuvent accroître la mortalité des mangroves (Sippo et al., 2018); d'autre part, une augmentation de l'enrichissement en dioxyde de carbone et en azote peut accélérer le développement d'autres types de végétation, qui étouffent la croissance des jeunes plants de mangrove (McKee et Rooth, 2008; Zhang et al., 2012).

En 2015 et 2016, un important dépérissement de la mangrove a été observé le long de 1 000 km dans le sud du golfe de Carpentaria, en Australie. Cette région étant peu habitée, ce phénomène semble avoir été associé à une période exceptionnellement longue de sécheresse sévère, à des hausses record de température et à une baisse temporaire du niveau de la mer (Duke et al., 2017). Un dépérissement similaire s'est également produit à cette période dans d'autres régions du nord de l'Australie (Asbridge et al., 2019).

2.1. Incidences du changement sur les autres composantes du système marin et interactions avec elles

2.1.1. Séquestration du carbone dans les mangroves

Les mangroves sont bien connues pour leur capacité à accumuler de grandes quantités de carbone (Tomlinson, 2016; Donato et al., 2011, 2012; Estrada et Soares, 2017; Kauffman et al., 2018; Lagomasino et al., 2019). En fait, elles séquestrent quatre fois plus de carbone que les forêts tropicales (Rovai et al., 2018; Twilley et al., 2018). Des évaluations récentes ont suggéré que la biomasse mondiale des mangroves varierait de 1,91 à 2,83 pétagrammes (Pg) (Hutchison et al., 2014a; Tang et al., 2018), tandis que la masse totale de carbone accumulé dans les mangroves a été estimée à 5,03 Pg par Simard et al. (2018). À l'échelle mondiale, la densité moyenne de la biomasse aérienne a été estimée à 1,46 mégagrammes par km² (Tang et al., 2018). Rovai et al. (2018) ont quant à eux prédit un bilan global total de 2,26 Pg de carbone dans les sols des mangroves. À l'échelle mondiale, les mangroves ont accumulé 4,19 Pg de carbone en 2012; le Brésil, l'Indonésie, la Malaisie et la Papouasie-Nouvelle-Guinée représentant plus de 50 % du stock mondial (Hamilton et Friess, 2018).

2.1.2. Perte de biodiversité

Les mangroves font partie des écosystèmes les plus productifs du monde (Alongi, 2008) et génèrent de grandes quantités de déchets (feuilles mortes, branches et autres débris) qui sont utilisés par une faune variée. Elles offrent également un substrat solide (racines aériennes, troncs, branches, pneumatophores et feuilles) pour une myriade d'invertébrés et de plantes (Hogarth, 2015; Rosa Filho et al., 2018). Outre leur contribution substantielle aux écosystèmes marins, elles sont utiles à plus de 400 espèces de mammifères, d'amphibiens et de reptiles terrestres dans le monde (Rog et al., 2016), à qui elles servent de refuge contre les perturbations anthropiques. Partout dans le monde, le déclin des habitats de mangrove a

eu un impact négatif sur la biodiversité, qui se répercute à son tour à différents niveaux sur le fonctionnement naturel d'autres écosystèmes estuariens et côtiers associés, mettant ainsi à mal au moins trois services écosystémiques essentiels : le nombre d'activités de pêche viables (déclin de 33 %), la fourniture d'habitats de nourricerie (déclin de 69 %) et les services de détoxification fournis par les zones humides (déclin de 63 %) (Worm et al., 2006; Barbier et al., 2011).

2.1.3. Incidences sur les populations d'invertébrés et de poissons dans les habitats adjacents

La forte productivité primaire et la grande complexité de l'habitat dans les forêts de mangrove en font des zones de grande valeur pour les larves et les juvéniles d'invertébrés et de poissons (Saenger et al., 2012; Lee et al., 2014). Certaines espèces de crustacés et de poissons qui vivent dans les fleuves, les eaux océaniques ou les récifs coralliens ont besoin des mangroves pour s'y reproduire et/ou pour la croissance de leurs juvéniles (Sheaves et al., 2012; Bertini et al., 2014; Hogarth, 2015). Outre leur importance écologique, certains crustacés et mollusques de mangrove ont une grande valeur économique et culturelle dans plusieurs pays (Abdullah et al., 2016; Beitzl, 2018; Figueira et al., 2020). Ces dernières années, des progrès considérables ont été réalisés en matière de bioprospection des microbes dérivés de la mangrove (Mitra, 2020b) et dans l'étude de la production primaire microphytobenthique dans les forêts de mangrove (Kwon et al., 2020).

2.1.4. Baisse de la protection du littoral

Les mangroves peuvent atténuer directement les vagues, ce qui augmente la résistance à l'énergie des vagues, en raison de la densité de leur tronc et de leur système racinaire (notamment pneumatophores et racines d'appui). Ce dernier, important pour la stabilisation des sédiments, réduit également les ondes de tempête et la pénétration des raz de marée plus à l'intérieur des terres (Marois et Mitsch, 2015; Sheng et Zou, 2017). Au Viet Nam, la frange de mangrove protectrice a été perdue au cours des dernières décennies, d'abord par la défoliation par les herbicides, puis par leur conversion à l'aquaculture et par l'aménagement du littoral (Phan et al., 2015; Thinh et Hens, 2017; Truong et al., 2017; Fagherazzi et al., 2017; Veettil et al., 2019).

2.1.5. Déplacement des marais salants

L'expansion des mangroves vers les pôles et vers l'intérieur des terres, due à l'augmentation des températures et à la hausse du niveau de la mer, se fait au détriment des marais salants et peut déjà être observée dans plusieurs régions (Record et al., 2013; Saintilan et al., 2014, 2019; Kelleway et al., 2016; Hickey et al., 2017; Feller et al., 2017; Osland et al., 2017). Là où ces deux types de zones humides se rencontrent, les mangroves continuent de s'étendre dans les marais salants adjacents (Yando et al., 2016; Pérez et al., 2017), ce qui peut accroître le volume de carbone accumulé, mais aussi entraîner des changements dans la faune associée (Smee et al., 2017); bien que dans certains cas, on ignore si cela est une conséquence des changements climatiques ou d'autres facteurs anthropiques (Boon, 2017).

3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Les mangroves jouent un rôle culturel et socioéconomique important pour les populations des régions tropicales (Walters et al., 2008; PNUE, 2014). La valeur des services écosystémiques fournis par les mangroves et les marais littoraux à l'échelle mondiale ont été évaluée à 19,4 dollars par km² par an

(Costanza et al., 2014). Les conséquences de la destruction des forêts de mangrove sont principalement, mais pas exclusivement, liées à la perte de biodiversité et aux effets connexes sur la capture des poissons, des mollusques et des invertébrés, et à la réduction de la protection du littoral, qui menace les

constructions côtières et les habitats marins adjacents (Bertini et al., 2014; Hogarth, 2015; Sheng et Zou, 2017).

Une réduction de la superficie des mangroves entraînera une diminution de leur production primaire ainsi que de la biodiversité et de l'abondance de la faune associée. Par conséquent, elle aura des répercussions sur les activités de pêche côtière et en haute mer. Une méta-analyse mondiale, conçue pour tester formellement et statistiquement la relation entre les mangroves et la capture des ressources halieutiques marines, a montré que les mangroves exerçaient une forte influence sur les prises dans divers milieux de mangroves du monde entier (Carrasquilla-Henau et Juanes, 2017). On estime que chaque hectare de mangrove produit une quantité de poissons d'une valeur comprise entre 0,2 et 12 305 dollars et un volume d'espèces mixtes d'une valeur comprise entre 17,5 et 3 412 dollars (Hutchison et al., 2014b).

Des études ont montré que les mangroves peuvent protéger les zones côtières et les habitats (récifs coralliens et/ou prairies sous-marines) contre les vagues, les cyclones, les raz de marée et les inondations (Marois et Mitsch, 2015; Sheng et Zou, 2017; Veettil et al., 2019). La fragmentation des mangroves réduira considérablement ce rôle de protection du littoral (Lee et al., 2019). Une frange de mangrove pleinement développée peut réduire l'énergie des vagues de 20 % par 100 m de mangrove (Mazda et al., 2006). Les mangroves exercent également un effet notable sur l'ampleur des inondations côtières et sur l'étendue des dégâts causés. On estime que si toutes les mangroves étaient perdues, 18 millions de personnes de plus seraient exposées aux inondations chaque année (soit, en moyenne, une hausse de près de 40 %), et que les dommages matériels augmenteraient de 16 % et de 82 milliards de dollars par an (Reguero et al., 2018).

Les effets de l'expansion anticipée des mangroves sont encore mal compris. Des études de modélisation ont démontré que les changements climatiques entraîneront des

modifications de l'aire de répartition des espèces, élargissant la distribution géographique de certaines espèces et augmentant le nombre d'espèces présentes dans certaines zones (Record et al., 2013; Saintilan et al., 2014, 2019; Simard et al., 2018). Ces changements pourraient entraîner une augmentation de la production primaire et de la complexité de l'habitat des zones côtières qui sont actuellement dépourvues de mangroves, ce qui pourrait favoriser la biodiversité locale, les activités de pêche et la protection des côtes (Lee et al., 2014).

Les recherches sur la séquestration du carbone dans les mangroves menées au niveau local contrastent souvent avec les modèles régionaux de réponse probable (Hayes et al., 2017; Sasmito et al., 2020). Sur de courtes périodes, il peut être difficile de détecter l'importance de l'expansion des mangroves pour l'accumulation de carbone bleu (Rogers et al., 2019a), mais sur des périodes plus longues, l'élévation du niveau de la mer semble augmenter la séquestration du carbone souterrain dans les zones humides côtières (Krauss et al., 2017; Rogers et al., 2019b). La gestion des zones de mangroves ne se fonde pas toujours sur les résultats de la recherche; les gestionnaires de sites citent souvent les perturbations anthropiques comme des menaces majeures alors qu'en revanche, la majeure partie de la recherche se concentre sur les perturbations naturelles que sont les changements climatiques et l'élévation du niveau de la mer (Canty et al., 2018). Bien que l'élévation du niveau de la mer ait été considérée comme l'une des principales menaces pour les littoraux de mangrove (Lovelock et al., 2015), il apparaît de plus en plus que la rapidité de la sédimentation sous les mangroves est à même de compenser ces incidences, au moins partiellement (Woodroffe et al., 2016; Schuerch et al., 2018).

Vu l'étroitesse de leur lien avec les activités de pêche côtière, les mangroves sont particulièrement concernées par l'objectif de développement durable 14 (« Vie aquatique »)¹. Elles peuvent également contribuer à la réalisation d'autres objectifs, notamment l'objectif 2, « Faim "zéro" », et l'objectif 13, « Mesures

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

relatives à la lutte contre les changements climatiques », par la fourniture de services écosystémiques, tels que les zones de pêche, et la séquestration et le stockage du carbone (Friess et al., 2019b). Plusieurs autres objectifs devraient profiter aux populations locales

qui tirent directement et indirectement leurs moyens de subsistance de la mangrove, notamment les objectifs 1, « Pas de pauvreté », 11, « Villes et communautés durables » et 15, « Vie terrestre ».

4. Principaux changements et conséquences par région

Comme indiqué dans les sections précédentes, la superficie occupée par les mangroves a diminué partout dans le monde, ce qui entraîne de graves répercussions sur les plans économique, écologique et social (Lee et al., 2014; Branoff, 2017; Saifullah, 2017; Romañach et al., 2018; Mitra, 2020a). Les mangroves sont menacées partout dans le monde, en grande partie à cause des incidences anthropiques telles que l'exploitation forestière, la conversion à l'aquaculture et aux usages agricoles, l'urbanisation, la pollution et les changements climatiques (PNUE, 2014; Ward et al., 2016; Thomas et al., 2018).

Dans leur ouvrage fondateur, qui mettait en garde contre le danger d'« un monde sans mangroves », Duke et al. (2007) ont prédit que, si rien n'était fait, le monde pourrait être privé des mangroves et de leurs services écosystémiques d'ici la fin du XXI^e siècle. Cependant, depuis lors, d'énormes efforts ont été déployés pour la réhabilitation et la création de mangroves, notamment via des actions locales et des accords internationaux (Feller et al., 2017). Depuis la fin du XX^e siècle, le taux de disparition des mangroves a considérablement diminué dans le monde (Friess et al., 2019b). Ces résultats ont suscité des spéculations selon lesquelles la conservation de la mangrove serait passée d'une trajectoire pessimiste à une trajectoire plus optimiste (Friess et al., 2020).

Malgré les récents succès enregistrés, il est encore trop tôt pour affirmer que nous assistons à une baisse générale de la perte des mangroves, car les progrès ne sont pas uniformément répartis dans le monde. Dans certains pays d'Asie du Sud-Est, les mangroves ont été détruites à un rythme compris entre 0,41 et 0,70 % par an (Friess et al., 2019b). De nouveaux fronts de déforestation commencent

également à apparaître dans des régions jusqu'alors épargnées par les pertes importantes de mangroves, en particulier en Asie du Sud-Est et en Afrique de l'Ouest (Friess et al., 2020).

Divers instruments politiques nationaux et internationaux ont contribué à réduire la perte des mangroves dans certains pays, voire à en augmenter la superficie (Ferreira et Lacerda, 2016; Friess et al., 2019a, 2020). Au Brésil, par exemple, 75 % des mangroves sont restées inchangées depuis deux décennies ou plus, 10 % sont stables depuis une à deux décennies, et 15 % sont stables depuis dix ans ou moins (Diniz et al., 2019). Une analyse de données multitemporelles Landsat (1972, 2000 et 2013) a révélé que la zone couverte par les mangroves en mer Rouge avait augmenté d'environ 0,29 % par an, avec une expansion totale de 12 % en 41 ans sur la période 1972-2013 (Almahasheer et al., 2016).

Dans certaines régions, en plus de la réhabilitation mise en œuvre par l'homme, on a observé une augmentation naturelle de la surface des mangroves. Plus de 15 % des mangroves déboisées en Asie du Sud-Est entre 2000 et 2012 sont redevenues des mangroves (Friess et al., 2019b), en partie grâce à la colonisation naturelle. La colonisation épisodique par la mangrove a également accru la superficie des mangroves sur la côte nord de l'Amérique du Sud (Gardel et al., 2011) et dans la baie de Firth of Thames en Nouvelle-Zélande (Swales et al., 2015).

Les changements climatiques, principalement l'augmentation des températures, la diminution des basses températures et du nombre d'épisodes de gel, et les changements dans la disponibilité de l'eau (Saintilan et al., 2014; Cavanaugh et al., 2014) ont favorisé l'expansion

des mangroves en direction des pôles, comme cela a été observé en Afrique du Sud, en Australie, en Chine, aux États-Unis (côte Atlantique), au Mexique (côte Pacifique) et au Pérou (Saintilan et al., 2014, 2019; Cavanaugh et al., 2014; Osland et al., 2017; Smee et al., 2017). S'il est peu

probable que l'augmentation de la superficie des mangroves à la limite de leur aire de répartition entraîne une augmentation drastique de leur superficie mondiale, elle peut contribuer de manière substantielle à l'étendue des mangroves dans ces zones (Friess et al., 2019a).

5. Perspectives

Au vu des informations disponibles à l'heure actuelle, il est possible de prévoir une baisse continue de la superficie des mangroves, compte tenu de la poursuite des activités anthropiques qui ont conduit à la perte des forêts de mangrove dans la plupart des régions du monde (Friess et al., 2020). Dans les zones où des initiatives de reboisement et des mesures de gestion et de conservation sont mises en œuvre, un ralentissement de la destruction des mangroves peut se produire.

En raison de la poursuite de la destruction des mangroves, on s'attend à une réduction de la productivité dans les zones estuariennes, ce qui entraînera des réactions en chaîne. En conséquence, la perte de biodiversité devrait se poursuivre dans les zones côtières, notamment dans les mangroves, dans les prairies sous-marines et dans les récifs coralliens. Compte tenu du rôle que jouent les mangroves en tant qu'habitats de nourricerie pour les invertébrés et pour les poissons, on peut

s'attendre à une réduction des réserves de poissons dans les zones côtières et même des captures hauturières de poissons, de crustacés et de mollusques (El-Regal et Ibrahim, 2014). Cela pourrait entraîner une aggravation des pertes économiques découlant de l'absence de mangroves.

La destruction totale ou partielle (déstructuration) des mangroves, qu'elle soit naturelle [par exemple, suite à un affaissement induit par un séisme (Albert et al., 2017)] ou anthropique, diminuera leur fonction de protection du littoral. La perte des mangroves est susceptible d'accroître les dommages résultant des cyclones (Cavanaugh et al., 2014; Asbridge et al., 2018; Montgomery et al., 2019; Zhang et al., 2020), des raz de marée et des inondations (Asbridge et al., 2016; Menéndez et al., 2020), ce qui augmentera les coûts de reconstruction et d'entretien des installations côtières, ainsi que les menaces qui pèsent sur la vie des populations vivant près du littoral.

6. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

Plusieurs nouvelles méthodes ont été mises au point pour l'étude des forêts de mangrove, dont l'utilisation de capteurs terrestres, aériens et satellitaires (Kamal et Phinn, 2011; Koedsin et Vaiphasa, 2013; Zhu et al., 2015; Mackenzie et al., 2016; Olagoke et al., 2016; Duncan et al., 2017; Owers et al., 2018; Warfield et Leon, 2019; Wang et al., 2020). Cependant, on constate toujours un manque d'enquêtes fiables sur l'état des mangroves à l'échelle mondiale et régionale, et une absence de normalisation des méthodes d'évaluation des mangroves. Bien qu'il y ait eu récemment un effort pour

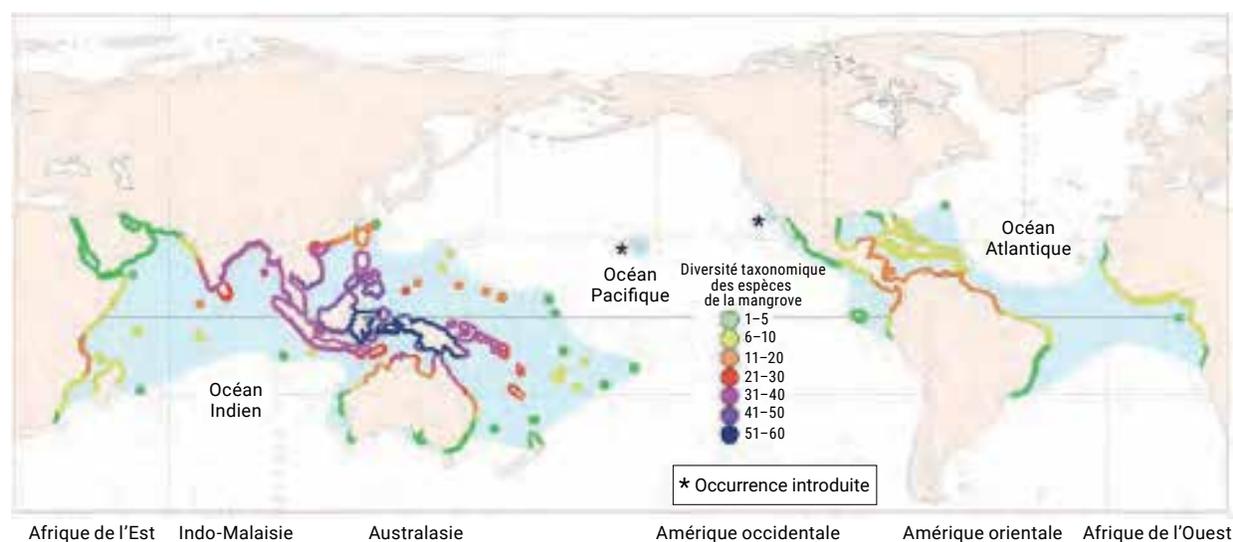
combler ces lacunes dans les connaissances (en particulier en Amérique du Sud et en Asie du Sud-Est), des recherches supplémentaires sont nécessaires pour permettre aux chercheurs de déterminer les processus qui influencent tant la vulnérabilité que la résilience face aux changements climatiques (Ward et al., 2016). Ces lacunes sont encore plus importantes dans les pays en développement les plus pauvres.

Il existe peu d'études détaillées (différents groupes taxonomiques, grandes échelles

temporelles et spatiales) démontrant l'interconnectivité entre les forêts de mangrove et la biodiversité des environnements côtiers adjacents, ainsi que les mécanismes sous-jacents (Saunders et al., 2014). Des recherches supplémentaires doivent être menées sur la durabilité et les interactions entre les habitats (marais, prairies sous-marines et récifs coralliens) et entre les mangroves et les prises de ressources halieutiques (côtières et océaniques), afin d'accroître les capacités des responsables chargés de la gestion du littoral et de donner aux populations locales les moyens de conserver plus efficacement ces ressources.

Une lacune subsiste concernant le renforcement des capacités de restauration des mangroves dégradées et de réhabilitation des bassins d'aquaculture abandonnés dans les anciennes zones de mangroves (Paul et al., 2017; Worthington et Spalding, 2018; Van Bijsterveldt et al., 2020). Il convient d'élargir les actions de restauration des zones de mangrove; il faut d'ailleurs noter que dans certains cas, les efforts de restauration ont été davantage motivés par des incitations économiques que par des objectifs de conservation (Aheto et al., 2016). Une réhabilitation menée à plus large échelle permettrait de considérablement renforcer la santé des mangroves dans l'ensemble des régions tropicales.

Répartition mondiale des mangroves (en bleu), indiquant le nombre de taxons spécifiques (espèces et hybrides nominaux) comme indicateur de la diversité



Source : PNUE, 2014.

Références

- Abdullah, Abu Nasar, and others (2016). Economic dependence on mangrove forest resources for livelihoods in the Sundarbans, Bangladesh. *Forests Policy and Economics*, vol. 64, pp. 15–24.
- Aheto, Denis Worlanyo, and others (2016). Community-based mangrove forest management: implications for local livelihoods and coastal resource conservation along the Volta estuary catchment area of Ghana. *Ocean & Coastal Management*, vol. 127, pp. 43–54.
- Albert, Simon, and others (2017). Winners and losers as mangrove, coral and seagrass ecosystems respond to sea-level rise in Solomon Islands. *Environmental Research Letters*, vol. 12, No. 9, 094009.
- Almahasheer, Hanan, and others (2016). Decadal stability of Red Sea mangroves. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 169, pp. 164–172.

- Alongi, Daniel M. (2008). Mangrove forests: resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 76, No. 1, pp. 1–13.
- Asbridge, Emma, and others (2016). Mangrove response to environmental change in Australia's Gulf of Carpentaria. *Ecology and Evolution*, vol. 6, No. 11, pp. 3523–3539.
- Asbridge, Emma, and others (2018). The extent of mangrove change and potential for recovery following severe Tropical Cyclone Yasi, Hinchinbrook Island, Queensland, Australia. *Ecology and Evolution*, vol. 8, No. 21, pp. 10416–10434.
- Asbridge, Emma, and others (2019). Assessing the distribution and drivers of mangrove dieback in Kakadu National Park, northern Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 228, art. 106353.
- Barbier, Edward B., and others (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, vol. 81, No. 2, pp. 169–193.
- Beitl, Christine (2018). Rights-based Approaches in Ecuador's Fishery for Mangrove Cockles. In *FAO Case Study for Tenure and User Rights in Fisheries (2018). Proceedings*.
- Bertini, Giovana, and others (2014). A test of large-scale reproductive migration in females of the amphidromous shrimp *Macrobrachium acanthurus* (Caridea: Palaemonidae) from south-eastern Brazil. *Marine and Freshwater Research*, vol. 65, No. 1, pp. 81–93.
- Boon, Paul I. (2017). Are mangroves in Victoria (south-eastern Australia) already responding to climate change? *Marine and Freshwater Research*, vol. 68, No. 12, pp. 2366–2374.
- Branoff, Benjamin L. (2017). Quantifying the influence of urban land use on mangrove biology and ecology: a meta-analysis. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 26, No. 11, pp. 1339–1356.
- Bunting, Pete, and others (2018). The global mangrove watch – a new 2010 global baseline of mangrove extent. *Remote Sensing*, vol. 10, No. 10, art. 1669.
- Canty, Steven W.J., and others (2018). Dichotomy of mangrove management: a review of research and policy in the Mesoamerican reef region. *Ocean & Coastal Management*, vol. 157, pp. 40–49.
- Carrasquilla-Henao, Mauricio, and Francis Juanes (2017). Mangroves enhance local fisheries catches: a global meta-analysis. *Fish and Fisheries*, vol. 18, No. 1, pp. 79–93.
- Cavanaugh, Kyle C., and others (2014). Poleward expansion of mangroves is a threshold response to decreased frequency of extreme cold events. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 2, pp. 723–727.
- Chen, XiuHong, and others (2017). Running climate model on a commercial cloud computing environment: a case study using Community Earth System Model (CESM) on Amazon AWS. *Computers & Geosciences*, vol. 98, pp. 21–25.
- Costanza, Robert, and others (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, vol. 26, pp. 152–158.
- Diniz, Cesar, and others (2019). Brazilian Mangrove Status: Three Decades of Satellite Data Analysis. *Remote Sensing*, vol. 11, No. 7, art. 808.
- Donato, Daniel C., and others (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, vol. 4, No. 5, pp. 293–297.
- Donato, Daniel C., and others (2012). Whole-island carbon stocks in the tropical pacific: implications for mangrove conservation and upland restoration. *Journal of Environmental Management*, vol. 97, pp. 89–96. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.12.004>.
- Duke, Norman C., and others (2007). A world without mangroves? *Science*, vol. 317, pp. 41–42.
- Duke, Norman C., and others (2017). Large-scale dieback of mangroves in Australia's Gulf of Carpentaria: a severe ecosystem response, coincidental with an unusually extreme weather event. *Marine and Freshwater Research*, vol. 68, No. 10, pp. 1816–1829.
- Duncan, Clare, and others (2017). Satellite remote sensing to monitor mangrove forest resilience and resistance to sea level rise. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 9, No. 8, pp. 1837–52. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12923>.

- El-Regal, Mohamed A. Abu, and Nesreen K. Ibrahim (2014). Role of mangroves as a nursery ground for juvenile reef fishes in the southern Egyptian Red Sea. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, vol. 40, No. 1, pp. 71–78.
- Estrada, Gustavo C.D., and Mario L.G. Soares (2017). Global patterns of aboveground carbon stock and sequestration in mangroves. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, vol. 89, No. 2, pp. 973–989.
- Fagherazzi, Sergio, and others (2017). Buried alive or washed away: the challenging life of mangroves in the Mekong Delta. *Oceanography*, vol. 30, No. 3, pp. 48–59.
- Feller, Ilka C., and others (2017). The state of the world's mangroves in the 21st century under climate change. *Hydrobiologia*, vol. 803, No. 1, pp. 1–12.
- Ferreira, Alexander Cesar, and Luiz Drude Lacerda (2016). Degradation and conservation of Brazilian mangroves, status and perspectives. *Ocean & Coastal Management*, vol. 125, pp. 38–46.
- Friess, Daniel A., and others (2019a). SDG 14: Life below Water – Impacts on Mangroves. In *Sustainable Development Goals: Their Impacts on Forests and People*, P. Katila and others, eds., pp. 445–481. Cambridge: Cambridge University Press.
- Friess, Daniel A., and others (2019b). The state of the world's mangrove forests: past, present, and future. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 44, pp. 89–115.
- Friess, Daniel A., and others (2020). Mangroves give cause for conservation optimism, for now. *Current Biology*, vol. 30, No. 4, pp. R153–R154.
- Gardel, Antonie, and others (2011). Wave-formed mud bars: their morphodynamics and role in opportunistic mangrove colonization. *Journal of Coastal Research*, Special issue 64: Proceedings of the 11th International Coastal Symposium, pp. 384–387.
- Giri, Chandra, and others (2011). Status and distribution of mangrove forests of the world using earth observation satellite data. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 20, No. 1, pp. 154–159.
- Gorelick, Noel, and others (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, vol. 202, pp. 18–27.
- Hamilton, Stuart E., and Daniel Casey (2016). Creation of a high spatio-temporal resolution global database of continuous mangrove forest cover for the 21st century (CGMFC-21). *Global Ecology and Biogeography*, vol. 25, No. 6, pp. 729–738.
- Hamilton, Stuart E., and Daniel A. Friess (2018). Global carbon stocks and potential emissions due to mangrove deforestation from 2000 to 2012. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 3, pp. 240–244.
- Hayes, Matthew A., and others (2017). Dynamics of sediment carbon stocks across intertidal wetland habitats of Moreton Bay, Australia. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 10, pp. 4222–4234.
- Hickey, Sharyn M., and others (2017). Is climate change shifting the poleward limit of mangroves? *Estuaries and Coasts*, vol. 40, No. 5, pp. 1215–1226.
- Hogarth, Peter J. (2015). *The Biology of Mangroves and Seagrasses*. 3rd ed. Oxford University Press.
- Horstman, Erik M., and others (2018). The dynamics of expanding mangroves in New Zealand. *Threats to Mangrove Forests: Hazards, Vulnerability, and Management*, C. Makowski and C.W. Finkl, eds., pp. 23–52. Springer.
- Hutchison, James, and others (2014a). Predicting global patterns in mangrove forest biomass. *Conservation Letters*, vol. 7, No. 3, pp. 233–240.
- Hutchison, James, and others (2014b). *The Role of Mangroves in Fisheries Enhancement*. The Nature Conservancy and Wetlands International.
- Jayakumar, K. (2019). Chapter 15 – Managing Mangrove Forests Using Open Source-Based WebGIS. In *Coastal Management*, R.R. Krishnamurthy, and others, eds., pp. 301–21. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-810473-6.00016-9>.
- Kamal, Muhammad, and Stuart Phinn (2011). Hyperspectral data for mangrove species mapping: a comparison of pixel-based and object-based approach. *Remote Sensing*, vol. 3, No. 10, pp. 2222–2242.
- Kauffman, J. Boone, and others (2018). Carbon stocks of mangroves and salt marshes of the Amazon region, Brazil. *Biology Letters*, vol. 14, No. 9, 20180208. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0208>.

- Kelleway, Jeffrey J., and others (2016). Seventy years of continuous encroachment substantially increases 'blue carbon' capacity as mangroves replace intertidal salt marshes. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 3, pp. 1097–1109.
- Kwon, Bong-Oh, and others (2020). Spatiotemporal variability in microphytobenthic primary production across bare intertidal flat, saltmarsh, and mangrove forest of Asia and Australia. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 151, p. 110707
- Koedsin, Werapong, and Chaichoke Vaiphasa (2013). Discrimination of tropical mangroves at the species level with EO-1 Hyperion data. *Remote Sensing*, vol. 5, No. 7, pp. 3562–3582.
- Krauss, Ken W., and others (2017). Created mangrove wetlands store belowground carbon and surface elevation change enables them to adjust to sea-level rise. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, pp. 1–11.
- Lagomasino, David, and others (2019). Measuring mangrove carbon loss and gain in deltas. *Environmental Research Letters*, vol. 14, No. 2, 025002.
- Lee, Shing Yip, and others (2014). Ecological role and services of tropical mangrove ecosystems: a reassessment. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 23, No. 7, pp. 726–43. <https://doi.org/10.1111/geb.12155>.
- Lee, Shing Yip, and others (2019). Better restoration policies are needed to conserve mangrove ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 3, No. 6, pp. 870–872.
- Leo, Kelly L., and others (2019). Coastal habitat squeeze: a review of adaptation solutions for saltmarsh, mangrove and beach habitats. *Ocean & Coastal Management*, vol. 175, pp. 180–190.
- Li, Mingshi S., and others (2013). Change and fragmentation trends of Zhanjiang mangrove forests in southern China using multi-temporal Landsat imagery (1977–2010). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 130, pp. 111–120.
- Lovelock, Catherine E., and others (2015). The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. *Nature*, vol. 526, No. 7574, pp. 559–563.
- Lucas, Richard and others (2018). Historical perspectives on the mangroves of Kakadu National Park. *Marine and Freshwater Research*, vol. 69, No. 7, pp. 1047–1063.
- Lucas, Richard and others (2020). Structural characterisation of mangrove forests achieved through combining multiple sources of remote sensing data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 237, p. 111543.
- Lymburner, Leo, and others (2019). Mapping the multi-decadal mangrove dynamics of the Australian coastline. *Remote Sensing of Environment*, vol. 238, 111185.
- MacKenzie, Richard A., and others (2016). Sedimentation and belowground carbon accumulation rates in mangrove forests that differ in diversity and land use: a tale of two mangroves. *Wetlands Ecology and Management*, vol. 24, No. 2, pp. 245–261.
- Marois, Darryl E., and William J. Mitsch (2015). Coastal protection from tsunamis and cyclones provided by mangrove wetlands – a review. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, vol. 11, No. 1, pp. 71–83.
- Mazda, Yoshihiro, and others (2006). Wave reduction in a mangrove forest dominated by *Sonneratia* sp. *Wetlands Ecology and Management*, vol. 14, No. 4, pp. 365–378.
- McKee, Karen, and Jill E. Rooth (2008). Where temperate meets tropical: multi-factorial effects of elevated CO₂, nitrogen enrichment, and competition on a mangrove-salt marsh community. *Global Change Biology*, vol. 14, No. 5, pp. 971–984.
- Menéndez, Pelayo, and others (2020). The global flood protection benefits of mangroves. *Scientific Reports*, vol. 10, No. 1, pp. 1–11.
- Mitra, Abhijit (2020a). Mangroves: A Natural Ecosystem of Cultural and Religious Convergence. In *Mangrove Forests in India*, pp. 337–352. Cham, Switzerland: Springer.
- _____ (2020b). Ecosystem services of mangroves: an overview. In *Mangrove Forests in India*, pp. 1–32. Cham, Switzerland: Springer.
- Montgomery, John M., and others (2019). Attenuation of storm surges by coastal mangroves. *Geophysical Research Letters*, vol. 46, No. 5, pp. 2680–2689.

- Olagoke, Adewole, and others (2016). Extended biomass allometric equations for large mangrove trees from terrestrial LiDAR data. *Tree*, vol. 30, No. 3, pp. 935–947.
- Osland, Michael J. (2017). Mangrove expansion and contraction at a poleward range limit: climate extremes and land-ocean temperature gradients. *Ecology*, vol. 98, No. 1, pp. 125–137.
- Owers, Christopher J., and others (2018). Terrestrial laser scanning to quantify above-ground biomass of structurally complex coastal wetland vegetation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 204, pp. 164–176.
- Paul, Ashis K., and others (2017). Mangrove degradation in the Sundarbans. In *Coastal Wetlands: Alteration and Remediation*, pp. 357–392. Springer.
- Pérez, Alexander, and others (2017). Changes in organic carbon accumulation driven by mangrove expansion and deforestation in a New Zealand estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 192, pp. 108–116.
- Phan, Linh K., and others (2015). Coastal mangrove squeeze in the Mekong Delta. *Journal of Coastal Research*, vol. 31, No. 2, pp. 233–243.
- Record, S., and others (2013). Projecting global mangrove species and community distributions under climate change. *Ecosphere*, vol. 4, No. 3, art. 34. <https://doi.org/10.1890/ES12-00296.1>.
- Richards, Daniel R., and Daniel A. Friess (2016). Rates and drivers of mangrove deforestation in Southeast Asia, 2000–2012. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 2, pp. 344–349.
- Rioja-Nieto, Rodolfo, and others (2017). Environmental drivers of decadal change of a mangrove forest in the North coast of the Yucatan peninsula, Mexico. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 21, No. 1, pp. 167–175.
- Rog, Stefanie M., and others (2016). More than marine: revealing the critical importance of mangrove ecosystems for terrestrial vertebrates. *Diversity and Distributions*, vol. 23, No. 2, pp. 221–230.
- Rogers, Kerrylee, and others (2019a). Mangrove dynamics and blue carbon sequestration. *Biology Letters*, vol. 15, No. 3, 20180471.
- Rogers, Kerrylee, and others (2019b). Wetland carbon storage controlled by millennial-scale variation in relative sea-level rise. *Nature*, vol. 567, No. 7746, pp. 91–95.
- Romañach, Stephanie S., and others (2018). Conservation and restoration of mangroves: global status, perspectives, and prognosis. *Ocean & Coastal Management*, vol. 154, pp. 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.01.009>.
- Rosa Filho, José Souto, and others (2018). Benthic Estuarine Assemblages of the Brazilian North Coast (Amazonia Ecoregion). In *Brazilian Estuaries: A Benthic Perspective*, Paulo da Cunha Lana and Angelo Fraga Bernardino, eds., pp. 39–74. Cham, Switzerland: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_2.
- Rovai, André S., and others (2018). Global controls on carbon storage in mangrove soils. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 6, pp. 534–538.
- Saenger, Peter, and others (2012). *A Review of Mangrove and Seagrass Ecosystems and Their Linkage to Fisheries and Fisheries Management*. Bangkok: FAO Regional Office for Asia and the Pacific.
- Saifullah, S.M. (2017). The effect of global warming (climate change) on mangroves of Indus Delta with relevance to other prevailing anthropogenic stresses a critical review. *European Academic Research*, vol. 5, pp. 2110–2138.
- Saintilan, Neil, and others (2014). Mangrove expansion and salt marsh decline at mangrove poleward limits. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 1, pp. 147–157.
- Saintilan, Neil, and others (2019). Climate change impacts on the coastal wetlands of Australia. *Wetlands*, vol. 39, No. 6, pp. 1145–1154.
- Sasmito, Sigit D., and others (2020). Mangrove blue carbon stocks and dynamics are controlled by hydrogeomorphic settings and land-use change. *Global Change Biology*, vol. 26, No. 5, pp. 3028–3039.
- Saunders, Megan I., and others (2014). Interdependency of tropical marine ecosystems in response to climate change. *Nature Climate Change*, vol. 4, No. 8, pp. 724–729.

- Schaeffer-Novelli, Yara, and others (2016). Climate changes in mangrove forests and salt marshes. *Brazilian Journal of Oceanography*, vol. 64, No. Spe2, pp. 37–52.
- Sheaves, Marcus, and others (2012). Importance of estuarine mangroves to juvenile banana prawns. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 114, pp. 208–219.
- Sheng, Y. Peter, and Ruizhi Zou (2017). Assessing the role of mangrove forest in reducing coastal inundation during major hurricanes. *Hydrobiologia*, vol. 803, No. 1, pp. 87–103.
- Simard, Marc, and others (2018). Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. *Nature Geoscience*, vol. 12, No. 1, pp. 40–45.
- Sippo, James Z., and others (2018). Mangrove mortality in a changing climate: an overview. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 215, pp. 241–249.
- Smee, Delbert L., and others (2017). Mangrove expansion into salt marshes alters associated faunal communities. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 187, pp. 306–313.
- Spalding, Mark (2010). *World Atlas of Mangroves*. Routledge.
- Spalding, M.D., and others (1997). *World Mangrove Atlas*. Okinawa, Japan: The International Society for Mangrove Ecosystems.
- Swales A., and others (2015). Mangrove-forest evolution in a sediment-rich estuarine system: opportunists or agents of geomorphic change? *Earth Surface Processes and Landforms*, vol. 40, No. 1, pp. 1672–1687.
- Tang, Wenwu, and others (2018). Big geospatial data analytics for global mangrove biomass and carbon estimation. *Sustainability*, vol. 10, No. 2, art. 472.
- Thin, Nguyen An, and Luc Hens (2017). A Digital Shoreline Analysis System (DSAS) applied on mangrove shoreline changes along the Giao Thuy coastal area (Nam Dinh, Vietnam) during 2005–2014. *Vietnam Journal of Earth Sciences*, vol. 39, No. 1, pp. 87–96.
- Thomas, Nathan, and others (2018). Mapping mangrove extent and change: a globally applicable approach. *Remote Sensing*, vol. 10, No. 9, art. 1466.
- Tomlinson, P. Barry (2016). *The Botany of Mangroves*. 2nd ed. Cambridge University Press.
- Truong, Son Hong, and others (2017). Estuarine mangrove squeeze in the Mekong Delta, Vietnam. *Journal of Coastal Research*, vol. 33, No. 4, pp. 747–763.
- Twilley, Robert R., and others (2018). Coastal morphology explains global blue carbon distributions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 16, No. 9, pp. 503–508.
- United Nations (2017a). Chapter 48: Mangroves. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2014). The Importance of Mangroves to People: A Call to Action. Hanneke van Lavieren and others, eds. Cambridge: United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre.
- Van Bijsterveldt, Celine E.J., and others (2020). How to restore mangroves for greenbelt creation along eroding coasts with abandoned aquaculture ponds. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 235, art. 106576. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106576>.
- Walters, Bradley B., and others (2008). Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, vol. 89, No. 2, pp. 220–236.
- Wang, Dezhi, and others (2020). Estimating aboveground biomass of the mangrove forests on northeast Hainan Island in China using an upscaling method from field plots, UAV-LiDAR data and Sentinel-2 imagery. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, vol. 85, 101986.
- Ward, Raymond D., and others (2016). Impacts of climate change on mangrove ecosystems: a region by region overview. *Ecosystem Health and Sustainability*, vol. 2, No. 4, art. e01211.

- Warfield, Angus D., and Javier X. Leon (2019). Estimating Mangrove Forest Volume Using Terrestrial Laser Scanning and UAV-Derived Structure-from-Motion. *Drones*, vol. 3, No. 2, art. 32.
- Woodroffe, Colin D., and others (2016). Mangrove sedimentation and response to relative sea-level rise. *Annual Review of Marine Science*, vol. 8, pp. 243–266.
- Worm, Boris, and others (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, vol. 314, No. 5800, pp. 787–790.
- Worthington, Thomas, and Mark Spalding (2018). *Mangrove Restoration Potential: A Global Map Highlighting a Critical Opportunity*.
- Yando, Erik S., and others (2016). Salt marsh-mangrove ecotones: using structural gradients to investigate the effects of woody plant encroachment on plant-soil interactions and ecosystem carbon pools. *Journal of Ecology*, vol. 104, No. 4, pp. 1020–1031.
- Zhang, Caiyun, and others (2020). Modelling risk of mangroves to tropical cyclones: a case study of Hurricane Irma. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 224, pp. 108–116.
- Zhang, Yihui, and others (2012). Interactions between mangroves and exotic *Spartina* in an anthropogenically disturbed estuary in southern China. *Ecology*, vol. 93, No. 3, pp. 588–597.
- Zhu, Yuanhui, and others (2015). Retrieval of mangrove aboveground biomass at the individual species level with worldview-2 images. *Remote Sensing*, vol. 7, No. 9, pp. 12192–12214.

Chapitre 7I

Marais salants

Contributeurices et contributeurs : Judith S. Weis (organisatrice de l'équipe de rédaction), Luis M. Pinheiro et Katherine E.A. Segarra.

Principales observations

- Selon la définition de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017), les marais salants sont des systèmes côtiers intertidaux régulièrement inondés d'eau salée ou d'eau saumâtre dans lesquels poussent majoritairement des plantes résistantes au sel, adaptées à une immersion régulière ou occasionnelle par les marées.
- Les marais salants servent de lieux de nidification, de reproduction et d'alimentation pour de nombreuses espèces d'oiseaux, de poissons, de mollusques et de crustacés, dont des espèces importantes sur le plan commercial.
- Les marais salants sont des puits de « carbone bleu » très efficaces, car ils séquestrent le CO₂ grâce à leur niveau élevé de production primaire et leur faible taux de décomposition. Cependant, ils peuvent également produire des émissions de gaz à effet de serre.
- La superficie des marais salants est en déclin dans le monde entier, malgré les mesures de protection prises dans de nombreuses régions.
- L'élévation du niveau de la mer constitue la plus grande menace, et les marais salants doivent soit être surélevés pour suivre le rythme de la montée des eaux, soit être déplacés vers l'intérieur des terres. Considérée comme un problème pour l'avenir lors de la première Évaluation, l'élévation du niveau de la mer est en réalité d'ores et déjà problématique. Lorsque le développement côtier ou les restrictions sur l'approvisionnement et l'apport sédimentaires compliquent leur adaptation, les marais salants deviennent des vasières et des plans d'eau.
- De nombreux marais à travers le monde montrent déjà des signes d'engorgement, signe d'une élévation trop lente.
- Des données probantes suggèrent que les marais salants abritant certaines plantes envahissantes pourraient mieux supporter l'élévation du niveau de la mer.

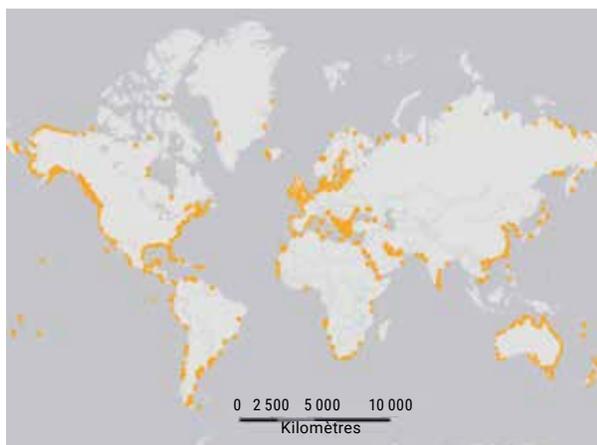
1. Introduction

Les marais salants sont présents sur tous les continents, sauf en Antarctique (Mcowen et al., 2017; voir figure ci-après). Ils sont plus répandus dans les climats tempérés que dans les régions subtropicales et tropicales, qui abritent des forêts de mangrove. Les marais salants sont des écosystèmes très productifs qui fournissent des services écosystémiques essentiels, tels que la protection des côtes, la prévention de l'érosion, le cycle des nutriments, l'habitat de diverses espèces de poissons et d'oiseaux et la séquestration du carbone (Barbier et al., 2011).

La superficie mondiale de marais salants diminue, principalement à cause de l'élévation du niveau de la mer ainsi que de l'augmentation et de l'intensification des tempêtes côtières (Cahoon, 2006; Duarte et al., 2013). La couverture historique mondiale a diminué de 25 % à 50 % depuis 1980 (Crooks et al., 2011; Duarte

et al., 2008) en raison de nombreux facteurs, notamment le remblayage à des fins agricoles et de développement. Un grand nombre des écosystèmes de zones humides restants présentent des signes d'eutrophisation, d'engorgement et de maladies (Short et al., 2016). Les impacts sur les marais salants dépendront largement de la vitesse relative d'élévation du niveau de la mer et d'autres facteurs, comme ceux mentionnés précédemment (Adam, 2002). Dans leur zone de distribution de basse latitude, les marais salants perdent du terrain au profit des mangroves, et ce à cause du réchauffement climatique (Saintilan et al., 2014). L'expansion des mangroves dans les marais salants peut renforcer la protection contre les tempêtes et améliorer le stockage du carbone (Doughty et al., 2016), mais elle peut également entraîner un déclin de l'habitat de certains animaux.

Répartition mondiale des marais salants



Source : Données de Mcowen et al., 2017.

Note : Carte créée à l'aide de la version 10.4 d'ArcGIS.

Les marais salants sont des écosystèmes côtiers essentiels qui fournissent des services écosystémiques aux êtres humains, tels que l'alimentation et la protection contre les ondes de tempête et la houle, en atténuant les inondations (par la réduction de la hauteur de houle) et en offrant une protection contre les polluants, et en séquestrant le « carbone bleu ». Selon Macreadie et al. (2013), l'enfouissement mondial de carbone dans les marais salants [jusqu'à $87,2 \pm 9,6$ téragrammes (Tg) de carbone (C)/an, sur la base d'évaluations préliminaires] semble dépasser celui des forêts tropicales humides (53 Tg C/an), bien qu'ils occupent une superficie beaucoup plus réduite (de 0,1 à 2 %). Toutefois, les émissions de gaz à effet de serre peuvent également être importantes sur certains sites, en particulier dans les zones humides à faible salinité et à forte teneur en matière organique (Bartlett et al., 1987; Poffenbarger et al., 2011; Huertas et al., 2019). Concernant les émissions de méthane, les flux de bulles (ébullition) peuvent également jouer un rôle important dans les zones peu profondes présentant des variations de marée importantes, en favorisant la libération de gaz à marée basse, sous l'effet d'une pression d'eau plus faible (Duarte et al., 2007; Baulch et al., 2011; Call et al., 2015; Huertas et al., 2019). Les flux atmosphériques de gaz à effet de serre, principalement du méthane (CH_4) et de l'oxyde nitreux (N_2O), ont un potentiel de réchauffement climatique supérieur à

celui du CO_2 (Duarte et al., 2007; Roughan et al., 2018). Les facteurs de stress anthropiques, notamment la pollution par les nutriments et les changements de salinité, pourraient augmenter les flux de gaz à effet de serre à l'avenir (Chmura et al., 2016; Yin et al., 2015; Roughan et al., 2018; Doroski et al., 2019).

Selon la première Évaluation, les principales menaces pesant sur les marais salants sont la mise en valeur des terres, le développement côtier, le dragage, l'élévation du niveau de la mer et l'eutrophisation. L'élévation du niveau de la mer a été désignée comme la plus grande menace climatique pour les marais salants. Selon la National Oceanic and Atmospheric Administration des États-Unis (2019), le niveau moyen mondial des eaux océaniques a augmenté de 3,6 mm par an de 2006 à 2015, soit 2,5 fois le taux moyen annuel de la majeure partie du XX^e siècle. D'ici la fin du siècle, le niveau moyen mondial de la mer devrait être supérieur de 0,3 m au moins aux niveaux enregistrés en 2000, même si le profil d'évolution des émissions de gaz à effet de serre suit une trajectoire relativement faible au cours des prochaines décennies. Selon Nicholls et al. (1999), une élévation de 1 m du niveau de la mer ferait disparaître 46 % des zones humides côtières du monde. L'élévation du niveau de la mer varie selon les régions et pourrait dépasser la fourchette moyenne mondiale prévue de ± 30 % (Oppenheimer et al., en cours d'impression). Les marais salants peuvent migrer vers l'intérieur des terres ou gagner en altitude en réponse à l'élévation du niveau de la mer. Toutefois, cela dépend des conditions locales, y compris de la subsidence de certaines zones. La subsidence est principalement due au prélèvement d'eau souterraine, mais elle dépend également du réajustement isostatique des glaciers, du tassement du sol et de la sédimentation du remblai (Eggleston et al., 2013). Le développement côtier pourrait empêcher un réalignement géré, en limitant la surface terrestre disponible pour la relocalisation. Cette « constriction côtière » se produit lorsque l'élévation du niveau de la mer fait avancer la laisse de basse mer, alors que la laisse de haute mer est stabilisée par les structures côtières (Doody, 2004). Une méta-analyse de Kirwan et al. (2016) a indiqué

que les marais se développent généralement à des rythmes similaires ou supérieurs à l'élévation historique du niveau de la mer, et que des modèles fondés sur des processus prédisent la survie pour un large éventail de scénarios prospectifs du niveau de la mer. Les auteurs affirment que la vulnérabilité des marais est généralement exagérée, car souvent, les méthodes d'évaluation ne tiennent pas compte des processus de rétroaction qui accélèrent la formation des sols avec l'élévation du niveau de la mer, ou encore du potentiel de migration des marais vers l'intérieur des terres, un phénomène étayé par une analyse mondiale récente de Rogers et al. (2019). Ces taux d'accrétion plus élevés s'accompagnent de taux d'enfouissement du carbone supérieurs, suggérant une diminution du rythme des changements climatiques (McTigue et al., 2019). L'élévation du niveau de la mer peut également accroître les taux d'enfouissement du carbone. Scheider et al. (2018) ont constaté que la perte historique de marais dans la baie de Chesapeake, aux États-Unis, a été compensée par la conversion des hautes terres en marais. Schuerch et al.

(2018) ont souligné l'importance de l'espace en altitude (« espace d'hébergement ») pour la migration des marais, qui nécessite l'absence d'infrastructures humaines. Sans le problème de la constriction côtière, la migration des marais vers l'intérieur des terres serait beaucoup plus facile dans la plupart des endroits. Elle pourrait toutefois être limitée par les pentes raides.

Depuis la première Évaluation, la perte de marais due à l'élévation du niveau de la mer est passée du statut de potentiel problème à celui de problème concret. L'exploitation des récents tableaux d'élévation de la surface et des outils d'évaluation pour évaluer le taux d'accrétion des marais par rapport à l'élévation du niveau de la mer a fourni des données confirmant une telle perte. Les techniques de télédétection, telles que la détection et la télémétrie par la lumière, ou encore la photographie aérienne, montrent également l'étendue des pertes et peuvent être utilisées périodiquement pour surveiller les rythmes des changements.

2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020

Au niveau mondial, l'étendue des marais salants diminue. Cependant, on constate des différences régionales dues aux variations de la vitesse d'élévation du niveau de la mer d'un site à l'autre. Crosby et al. (2016) ont synthétisé les données disponibles et ont constaté que la vitesse d'élévation locale du niveau de la mer dépassait les taux d'accrétion des marais salants sur de nombreux sites en Europe et aux États-Unis. On peut en déduire que, même selon le scénario d'émissions le plus optimiste du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 60 % des marais étudiés subiront une accrétion plus lente que la vitesse d'élévation du niveau de la mer d'ici à 2100. L'augmentation mondiale des ondes de tempête observées ces dernières années affecte le niveau et la salinité de l'eau dans les marais salants tidaux qui, à leur tour, peuvent

faire varier les émissions de gaz à effet de serre (CO₂, CH₄ et N₂O) de ces sites (Capooci et al., 2019).

Si l'élévation du niveau de la mer est le principal facteur de perte de zones humides, l'eutrophication peut également y contribuer (Deegan et al., 2012). Elle augmente la biomasse aérienne, diminue la biomasse racinaire et augmente la décomposition microbienne, entraînant une instabilité végétale. Celle-ci provoque l'effondrement des berges des ruisseaux et la conversion de zones de marais en boue non végétalisée (voir également chap. 10). La surpêche de certaines espèces de poissons a entraîné une augmentation des populations du crabe des marais (*Sesarma reticulatum*), un herbivore dont la consommation d'herbes des marais a provoqué le dépérissement de ces derniers dans certaines régions (Bertness et al., 2014; voir aussi chap. 15 de la présente

Évaluation). La mort des rhizomes, due à l'engorgement et à la sécheresse, est responsable du dépérissement des marais dans d'autres régions (Elmer et al., 2013). Les marais dont l'approvisionnement en sédiments est insuffisant sont les plus vulnérables à l'élévation du niveau de la mer (voir chap. 13).

La perte des marais côtiers a un impact sur d'autres composantes du système marin. Avec la réduction des marais, il est probable que la productivité globale des systèmes estuariens associés diminue.

3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Narayan et al. (2017) ont découvert que les zones humides tidales du New Jersey, aux États-Unis, ont empêché des inondations à la suite de l'ouragan Sandy, pour un montant estimé à 625 millions de dollars. Les auteurs ont estimé que les marais salants contribuaient à une réduction de 16 % des pertes annuelles dues aux inondations, cette réduction étant plus importante à basse altitude. Les zones humides côtières peuvent réduire les dommages matériels et éviter les coûts liés aux ondes de tempête (Rezaie et al., 2020). Les zones marécageuses étant de plus en plus limitées et les tempêtes côtières et autres phénomènes météorologiques extrêmes de plus en plus intenses et fréquents, les populations humaines seront moins protégées, les dommages causés par les tempêtes seront plus importants et la résilience sera plus faible. Les stocks de poissons peuvent également diminuer avec la réduction de l'habitat des alevins et des larves (voir chap. 15 sur la pêche commerciale), ce qui contribue à perturber la sécurité des revenus et la sécurité alimentaire des communautés dépendantes des produits de la mer.

La perte et la dégradation des marais salants ainsi que la réduction des services écosystémiques et de la protection qu'ils offrent

affecteront la réalisation des objectifs de développement durable¹, en particulier : les objectifs n° 1, 2 et 8, en raison de la réduction des services écosystémiques et de la disponibilité alimentaire; l'objectif n° 11, en raison de la protection réduite des zones côtières contre les phénomènes météorologiques extrêmes; l'objectif n° 13, en raison de leur potentiel de séquestration du carbone bleu, mais aussi de leur potentiel d'émission de gaz à effet de serre; et les objectifs n° 14 et 15, en raison des impacts sur les écosystèmes. La perte de marais tidaux aura également des conséquences socioéconomiques. La réduction du nombre et des types de biens fournis entraînerait très probablement une diminution des rendements de la pêche, une baisse de la séquestration des polluants, un amoindrissement du stockage du carbone et une réduction de la protection contre les tempêtes, ainsi qu'une augmentation des émissions d'azote et de méthane dans l'atmosphère. L'augmentation des polluants chez les animaux des marais salants utilisés pour la consommation humaine et la dégradation de la qualité de l'eau en cas de non-élimination des agents pathogènes et polluants des eaux usées par les marais salants peuvent avoir des répercussions sur la santé humaine.

4. Principaux changements et conséquences par région

Les marais salants couvrent une superficie considérable avec une végétation variable le long des côtes européennes. La protection

d'une grande partie des marais salants s'accroît dans le cadre du réseau Natura 2000 (Commission européenne, 2007). En termes

¹ Voir résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

de végétation, les marais salants de l'Atlantique Nord sont principalement colonisés par l'espèce *Salicornia* et autres espèces annuelles, ainsi que par des prairies de spartines (*Spartinion maritima*) (Bortolus et al., 2019), tandis que les espèces méditerranéennes qui se trouvent plus haut sur le rivage sont généralement plus résistantes au dessèchement. De manière générale, les marais salants le long de la Méditerranée connaissent des différences de marées minimales et sont considérés comme microtidaux, alors que ceux de la côte atlantique sont généralement soumis à des variations de marées importantes. En général, les zones où l'amplitude des marées est plus importante auront des effets plus graves en raison de l'élévation du niveau de la mer (Devlin et al., 2017).

Les marais salants d'Afrique du Sud comprennent de nombreux marais supratidaux rarement inondés et abritant des communautés halophytes (Adams et al., 2016). En raison de l'action de la houle et de la grande disponibilité des sédiments, plus de 90 % des estuaires ont un chenal limité, la plupart se fermant temporairement lorsqu'un banc de sable se forme (Cooper, 2001). L'élévation du niveau de la mer, l'augmentation du nombre de tempêtes et de la hauteur de la houle, ainsi que la modification du débit des rivières auront un impact sur le déroulement des inondations, les gradients de

salinité et la biogéochimie des sédiments (Van Niekerk, 2018). Si des terres sont disponibles, les marais salants migreront vers l'intérieur des terres (Tabot et Adams, 2013; Veldkornet et al., 2015). L'élévation du niveau de la mer produira des conditions plus ouvertes, en particulier si l'embouchure de l'estuaire est protégée de l'action de la houle et si peu de sédiments sont disponibles (Van Niekerk, 2018). Cependant, la sécheresse et la réduction de l'apport d'eau douce entraîneront la fermeture de l'estuaire, des inondations et le dépérissement de la végétation des marais salants.

Les marais salants en Chine sont dominés par les espèces indigènes *Phragmites australis* ou *Spartina alterniflora*. Cette dernière a été importée d'Angleterre et d'Amérique du Nord (Gu et al., 2018; Wan et al., 2009). La superficie des marais salants a diminué d'environ 59 % entre les années 1980 et les années 2010, en grande partie à cause de la mise en valeur des terres (Gu et al., 2018; Tian et al., 2016). Pour lutter contre cette tendance, la Chine a pris des mesures politiques visant à restaurer et à conserver les marais salants, telles que la création de zones protégées, le traçage de lignes rouges écologiques et une réglementation stricte du remblayage. Ces stratégies de gestion sont récentes. Leur efficacité reste donc à prouver (Bai et al., 2018).

5. Perspectives

Pour perdurer, les marais salants doivent soit s'élever à un rythme égal à celui de l'élévation du niveau de la mer, ce qui nécessite l'apport d'une quantité suffisante de nouveaux sédiments, soit migrer vers l'intérieur des terres, ce qui nécessite des terres non aménagées à proximité immédiate du marais et une pente adéquate. De nombreuses régions devraient connaître une perte continue de marais, accompagnée d'une perte de services écosystémiques et de biodiversité. La dimension de leur superficie réduira la fourniture de services écosystémiques. La perte des marais salants réduit leur capacité à agir comme puits de carbone. En outre, la dégradation et

les perturbations qui en découlent contribuent également à la libération de carbone dans l'atmosphère sous forme de CO₂ (Pendleton et al., 2012) et à l'émission d'autres gaz à effet de serre, tels que le N₂O et le CH₄.

Peteet et al. (2018) ont constaté que le développement urbain a considérablement réduit les apports de sédiments minéraux, mais la matière organique a permis à l'accumulation verticale de dépasser le niveau de la mer pendant un certain temps. Cependant, la réduction de la teneur en minéraux a entraîné une faiblesse structurelle et une défaillance des lisières. Les auteurs en ont conclu qu'un ajout de sédiments minéraux était nécessaire

à la survie des marais. Borchert et al. (2018) ont également montré que les couloirs de migration étaient particulièrement importants dans les estuaires urbanisés où le développement côtier ne laisse pas la place aux marais de migrer vers l'intérieur des terres et ne leur donne donc pas la possibilité de s'adapter à l'élévation du niveau de la mer.

Une méta-analyse de Davidson et al. (2018) a montré que certaines plantes envahissantes permettaient d'augmenter de plus de 100 % le potentiel de stockage de la biomasse et du carbone. Parce que des plantes telles que l'envahissante *Phragmites australis* ont une croissance plus importante et plus rapide, l'écosystème peut stocker plus de carbone. Cette plante favorise également l'élévation des marais. Rooth et Stevenson (2000) ont constaté des taux de production de litière et de piégeage de sédiments minéraux et organiques plus élevés chez *P. australis*. Par conséquent, cette espèce pourrait appuyer une stratégie de lutte contre l'élévation du niveau de la mer, même si la diversité des plantes du marais est réduite et que la faune subit quelques changements. Ces informations n'ont pas entraîné de modifications des politiques et des projets de restauration incluant l'élimination de cette plante. L'invasion de *Spartina alterniflora* dans les marais salants de Chine (Zhang et al., 2004; Zuo et al., 2012) et d'Amérique du Sud (Bortolus et al., 2015) a créé de nouvelles zones de

végétation, réduisant ainsi le degré de perte de zones humides.

Les marais étant l'un des écosystèmes les plus productifs de la planète et l'habitat de nombreuses espèces menacées, leur disparition aura des répercussions importantes sur la productivité, la biodiversité et les services écosystémiques à l'échelle mondiale. Des impacts importants sont à prévoir si les marais ne peuvent plus servir de lieux d'alevinage pour les alevins et les invertébrés. La disparition des marais aura également des répercussions sur les oiseaux. En effet, les marais sont d'importantes lieux pour la reproduction, l'alimentation, l'hivernage et la migration [Programme des Nations Unies pour l'environnement (PNUE), 2019].

Les indices de résilience élaborés par Raposa et al. (2016) pour les marais salants tidaux suggèrent que les marais du Pacifique sont susceptibles d'être plus résilients que ceux de l'Atlantique, principalement en raison des différences de pourcentage de végétation aujourd'hui située sous la pleine mer moyenne. Ces indices permettent d'évaluer la résilience, d'éclairer la gestion et de hiérarchiser les zones de restauration des marais.

La réduction des habitats marécageux aurait des conséquences socioéconomiques, comme la réduction des stocks de poissons, de la protection contre les tempêtes, de la séquestration du carbone et de la pollution, et de la qualité de l'eau.

6. Principales lacunes en matière de connaissances

Bien que certaines études aient été réalisées sur les flux de dioxyde de carbone dans les marais salants (Forbrich et Giblin, 2015; Wei et al., 2020), des données supplémentaires doivent être collectées sur les flux de gaz à effet de serre aux niveaux des interfaces sédiments-eau et eau-atmosphère dans les marais salants. L'influence des marées sur la fuite de méthane de l'interface sédiments-eau est avérée (Duarte et al., 2007; Poffenbarger et al., 2011; Baulch et al., 2011; Call et al., 2015; Segarra et al., 2013; Huertas et al., 2019) mais la quantité des flux de gaz à effet de serre provenant de

ces systèmes est encore largement inconnue. Il en va de même pour les émissions de N_2O , dont l'influence sur l'apport en nutriments a été démontrée par des études expérimentales (Bulsecò et al., 2019). Là encore, il n'existe pas de mesure et de quantification régulières et sur le long terme des flux concernés. Le rôle que joueront les marais salants à l'avenir dans les bilans mondiaux de carbone et de gaz à effet de serre est largement inconnu, en raison de l'évolution actuelle de leur étendue et de leurs statuts hydrographiques, nutritifs et de salinité (Poffenbarger et al., 2011).

On manque également de connaissances sur les moyens d'accroître la résilience des marais salants face à l'élévation du niveau de la mer. On ne connaît pas encore les meilleures techniques pour conserver *Phragmites australis* ni dans quelle mesure cela peut accélérer l'élévation des marais. Le maintien de couloirs de migration permettant aux marais de migrer vers l'intérieur des terres est important dans de nombreuses régions et nécessite davantage d'études et de volonté politique. Le « dépôt de couches minces », c'est-à-dire la pulvérisation de sédiments provenant des criques tidales sur la surface des marais, pourrait permettre d'élever ces derniers (Ford et al., 1999). Des mesures supplémentaires peuvent inclure l'apport artificiel de matériaux de dragage, afin d'atteindre un taux d'accrétion

suffisamment élevé pour permettre à la zone tidale de s'adapter à l'élévation du niveau de la mer (Mendelssohn et Kuhn, 2003). L'efficacité de ces procédures sur le long terme et la fréquence à laquelle elles seront nécessaires restent inconnues. Lorsque la lisière des marais s'érode, on peut y placer des « rivages vivants », sous forme de récifs d'huîtres, de « sphères récifales » ou de rochers, pour empêcher l'érosion de progresser (Bilkovic et al., 2017). Les rivages vivants offrent une meilleure résistance des marais aux ouragans que les digues en dur ou les marais naturels (Smith et al., 2016). Une autre approche consiste à créer des marais flottants (Streb et al., 2019). Ces approches étant relativement nouvelles, la durabilité de leur efficacité face à l'élévation du niveau de la mer reste à démontrer.

7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

En 2020, 985 zones humides côtières avaient été désignées comme sites de la Convention de Ramsar². Couvrant près de 75 millions d'hectares, ces sites sont reconnus pour leur valeur significative pour l'humanité et doivent être gérés de manière à préserver leurs caractéristiques écologiques et à promouvoir une utilisation rationnelle³. Le nombre de sites Ramsar n'a cessé d'augmenter depuis l'entrée en vigueur de la Convention en 1975. Toutefois, l'étendue des zones humides mondiales ayant nettement diminué au cours de cette période, l'efficacité de la mise en œuvre de la politique de Ramsar pose question (Finlayson, 2012). Selon des scientifiques du monde entier, des mesures urgentes doivent être prises pour assurer la transition vers des pratiques plus durables (Ripple et al., 2017) et réduire la perte d'habitats naturels essentiels fournissant des services écosystémiques, tels que les zones humides et les marais salants (Finlayson, 2019; Finlayson et al., 2019).

Certains pays manquent d'expertise ou de ressources pour étudier et réhabiliter les marais salants. Aux États-Unis, l'État de Louisiane dispose de l'un des plans de restauration côtière les plus complets d'Amérique du Nord. C'est également celui qui investit le plus dans la création de marais (17,1 milliards de dollars). Il prévoit d'utiliser les matériaux de dragage et le détournement des sédiments pour construire et entretenir les terres côtières. Ces investissements expliquent les coûts monétaires et organisationnels élevés des grands projets de restauration. Dans de nombreuses régions du monde, une telle intervention dépasserait la capacité des États individuels. En outre, certains pays sont à même d'assurer la conservation des zones humides côtières, mais n'en ont pas encore fait une priorité. Pour inverser les tendances délétères observées aujourd'hui dans les marais salants, d'importants investissements en temps et en ressources au niveau mondial seront nécessaires, y compris une vaste sensibilisation des gouvernements,

² Convention relative aux zones humides d'importance internationale particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau (Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 996, n° 14583).

³ La liste des sites est disponible à l'adresse <https://rsis Ramsar.org>.

ainsi que des accords et des engagements communs. Ensemble, l'élévation du niveau de la mer et le développement humain menacent l'étendue des marais à l'échelle mondiale. Les efforts de conservation et de restauration doivent tenir compte du fait que, avec

l'accélération de l'élévation du niveau de la mer, l'habitat des marais est une cible mouvante. Les terres côtières non développées pourraient se transformer en marais au cours du siècle prochain. Le principal obstacle à cette conversion est le développement humain.

Références

- Adams, J.B., and others (2016). Distribution of macrophyte species and habitats in South African estuaries. *South African Journal of Botany*, vol. 107, pp. 5–11.
- Adam, P. (2002). Saltmarshes in a time of change. *Environmental Conservation*, vol. 29, No. 1, pp. 39–61.
- Bai, Y., and others (2018). Developing China's ecological redline policy using ecosystem services assessments for land use planning. *Nature Communications*, vol. 9, art. 3034. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05306-1>.
- Barbier, E.B., and others (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, vol. 81, No. 2, pp. 169–193.
- Bartlett, K., and others (1987). Methane emissions along a salt marsh salinity gradient. *Biogeochemistry*, vol. 4, No. 3, pp. 183–202.
- Baulch, H.M., and others (2011). Diffusive and ebullitive transport of methane and nitrous oxide from streams: are bubble-mediated fluxes important? *Journal of Geophysical Research*, vol. 116, G04028, <https://doi.org/10.1029/2011JG001656>.
- Bertness, M.D., and others (2014). Experimental predator removal causes rapid salt marsh die-off. *Ecology Letters*, vol. 17, No. 7, pp. 830–835.
- Bilkovic, D.M., and others (2017). *Living Shorelines: The Science and Management of Nature-Based Coastal Protection*. CRC Press.
- Borchert, S.M., and others (2018). Coastal wetland adaptation to sea level rise: Quantifying potential for landward migration and coastal squeeze. *Journal of Applied Ecology*, vol. 55, No. 6, pp. 2876–2887.
- Bortolus A., and others (2015). Reimagining South American coasts: unveiling the hidden invasion history of an iconic ecological engineer. *Diversity and Distributions*, vol. 21, pp. 1267–1283.
- Bortolus A., and others (2019). Supporting *Spartina*: interdisciplinary perspective shows *Spartina* as a distinct solid genus. *Ecology*, vol. 100, No. 11, e02863. <https://doi.org/10.1002/ecy.2863>.
- Bulsecò, A.N., and others (2019). Nitrate addition stimulates microbial decomposition of organic matter in salt marsh sediments. *Global Change Biology*, vol. 25, No. 10, pp. 3224–3241.
- Cahoon, D.R. (2006). A review of major storm impacts on coastal wetland elevations. *Estuaries and Coasts*, vol. 29, No. 6, pp. 889–898.
- Call, M., and others (2015). Spatial and temporal variability of carbon dioxide and methane fluxes over semi-diurnal and spring-neap-spring timescales in a mangrove creek. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 150, pp. 211–225. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2014.11.023>.
- Capooci, M., and others (2019). Experimental influence of storm-surge salinity on soil greenhouse gas emissions from a tidal salt marsh. *Science of the Total Environment*, vol. 686, pp. 1164–1172.
- Chmura, G.L., and others (2016). Greenhouse gas fluxes from salt marshes exposed to chronic nutrient enrichment. *PLoS One*, vol. 11, No. 2, e0149937.
- Cooper, J.A.G. (2001). Geomorphological variability among microtidal estuaries from the wave-dominated South African coast. *Geomorphology*, vol. 40, Nos. 1–2, pp. 99–122.
- Crooks, S., and others (2011). Mitigating Climate Change through Restoration and Management of Coastal Wetlands and Near-Shore Marine Ecosystems: Challenges and Opportunities. *Environment Department Papers; Marine Ecosystem Series*, No. 121.

- Crosby, S., and others (2016). Salt marsh persistence is threatened by predicted sea-level rise. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 181, pp. 93–99.
- Davidson, I.C., and others (2018). Differential effects of biological invasions on coastal blue carbon: a global review and meta-analysis. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 11, pp. 5218–5230.
- Deegan, L.A., and others (2012). Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature*, vol. 490, No. 7420, pp. 388–392.
- Devlin, A., and others (2017). Coupling of sea level and tidal range changes, with implications for future water levels. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 17021. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-17056-z>.
- Doody, J.P. (2004). “Coastal squeeze”—an historical perspective. *Journal of Coastal Conservation*, vol. 10, No. 1, pp. 129–138.
- Doroski, A.A., and others (2019). Greenhouse gas fluxes from coastal wetlands at the intersection of urban pollution and saltwater intrusion: a soil core experiment. *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 131, pp. 44–53.
- Doughty, C.L., and others (2016). Mangrove range expansion rapidly increases coastal wetland carbon storage. *Estuaries and Coasts*, vol. 39, No. 2, pp. 385–396.
- Duarte, C.M., and others (2008). The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. *Estuaries and Coasts*, vol. 31, No. 2, pp. 233–238.
- Duarte, C.M., and others (2013). The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. *Nature Climate Change*, vol. 3, No. 11, pp. 961–968.
- Duarte, H., and others (2007). High-resolution seismic imaging of gas accumulations and seepage in the sediments of the Ria de Aveiro barrier lagoon (Portugal). *Geo-Marine Letters*, vol. 27, Nos. 2–4, pp. 115–126.
- Eggleston, J., and others, 2013, Land subsidence and relative sea-level rise in the southern Chesapeake Bay region: U.S. Geological Survey Circular 1392, <http://dx.doi.org/10.3133/cir1392>.
- Elmer, W.H., and others (2013). Sudden vegetation dieback in Atlantic and Gulf Coast salt marshes. *Plant Diseases*, vol. 97, No. 4, pp. 436–445.
- European Commission (2007). *The Interpretation Manual of European Union Habitats—EUR27*. European Commission DG Environment, Brussels.
- Finlayson, C.M. (2012). Forty years of wetland conservation and wise use. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 22, No. 2, pp. 139–143.
- _____ (2019). Addressing the decline in wetland biodiversity. *The Ecological Citizen*, vol. 2, pp. 139–40.
- Finlayson, C.M., and others (2019). The second warning to humanity—providing a context for wetland management and policy. *Wetlands*, vol. 39, No. 1, pp. 1–5.
- Forbrich I., and A. Giblin (2015) Marsh-atmosphere CO₂ exchange in a New England salt marsh. *JGR Biosciences*, vol. 20, No. 9, pp. 1825–1838.
- Ford, M.A., and others (1999). Restoring marsh elevation in a rapidly subsiding salt marsh by thin-layer deposition of dredged material. *Ecological Engineering*, vol. 12, Nos. 3–4, pp. 189–205.
- Gu, J., and others (2018). Losses of salt marsh in China: trends, threats and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 214, pp. 98–109.
- Huertas, I., and others (2019) Methane emissions from the salt marshes of Doñana Wetlands: spatio-temporal variability and controlling factors. *Frontiers in Ecology and Evolution*. <https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00032>.
- Kirwan, M.L., and others (2016). Overestimation of marsh vulnerability to sea level rise. *Nature Climate Change*, vol. 6, No. 3, pp. 253–260.
- Macreadie, P.I., and others (2013). Loss of ‘Blue Carbon’ from Coastal Salt Marshes Following Habitat Disturbance. *PLoS One*, vol. 8, No. 7, e69244. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0069244>.
- Mcowen, C.J., and others (2017). A global map of saltmarshes. *Biodiversity Data Journal*, No. 5, e11764. Paper: <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11764>; Data URL: <http://data.unep-wcmc.org/datasets/43> (v.6)

- McTigue, N., and others (2019) Sea level rise explains changing carbon accumulation rates in a salt marsh over the past two millennia. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, vol. 124, No. 10, pp. 2945–2957.
- Mendelssohn, I.A., and N.L. Kuhn (2003). Sediment subsidy: effects on soil-plant responses in a rapidly submerging coastal salt marsh. *Ecological Engineering*, vol. 21, Nos. 2–3, pp. 115–128.
- Narayan, and others (2017). The value of coastal wetlands for flood damage reduction in the northeastern USA. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, pp. 1–12.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (2019). Climate Change: Global Sea Level (www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-global-sea-level).
- Nicholls, R.J., and others (1999). Increasing flood risk and wetland losses due to global sea-level rise: regional and global analyses. *Global Environmental Change*, vol. 9, pp. S69–S87.
- Oppenheimer, M., and others (in press). Sea Level Rise and Implications for Low-Lying Islands, Coasts and Communities. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, H-O. Pörtner and others, eds.
- Pendleton, L., and others (2012). Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS One*, vol. 7, No. 9.
- Peteet, D.M., and others (2018). Sediment starvation destroys New York City marshes’ resistance to sea level rise. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 41, pp. 10281–10286.
- Poffenbarger, H., and others (2011). Salinity influence on methane emissions from tidal marshes. *Wetlands*, vol. 31, pp. 831–842. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0197-0>.
- Raposa, K.B., and others (2016). Assessing tidal marsh resilience to sea-level rise at broad geographic scales with multi-metric indices. *Biological Conservation*, vol. 204, pp. 263–275.
- Rezaie, A., and others (2020). Valuing natural habitats for enhancing coastal resilience: wetlands reduce property damage from storm surge and sea level rise. *PLoS One*, vol. 15, No. 1, pp. 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226275>.
- Ripple, William J., and others (2017). World scientists’ warning to humanity: A second notice. *BioScience*, vol. 67, No. 12, pp. 1026–1028.
- Rogers, K., and others (2019). Impacts and adaptation options for estuarine vegetation in a large city. *Landscape and Urban Planning*, vol. 182, pp. 1–11.
- Rooth, J., and J.C. Stevenson (2000). Sediment deposition patterns in *Phragmites australis* communities: Implications for coastal areas threatened by rising sea-level. *Wetlands Ecology and Management*, vol. 8, Nos. 2–3, pp. 173–183.
- Roughan, B.L., and others (2018). Nitrous oxide emissions could reduce the blue carbon value of marshes on eutrophic estuaries. *Environmental Research Letters*, vol. 13, No. 4, 044034.
- Saintilan, N., and others (2014). Mangrove expansion and salt marsh decline at mangrove poleward limits. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 1, pp. 147–157.
- Scheider N., and others (2018). Massive upland to wetland conversion compensated for historical marsh loss in Chesapeake Bay, USA. *Estuaries and Coasts*, vol. 41, pp. 940–951.
- Schuerch, M., and others (2018) Future response of global coastal wetlands to sea level rise. *Nature*, vol. 561, pp. 231–234.
- Segarra, K., and others (2013). Seasonal variations of methane fluxes from an unvegetated tidal freshwater mudflat (Hammersmith Creek, GA). *Biogeochemistry*, vol. 115, No. 1, pp. 349–61. <https://doi.org/10.1007/s10533-013-9840-6>.
- Short, F.T., and others (2016). Impacts of climate change on submerged and emergent wetland plants. *Aquatic Botany*, vol. 135, pp. 3–17.
- Smith, C.S., and others (2016). Living shorelines enhanced the resilience of saltmarshes to Hurricane Matthew (2016). *Ecological Applications*, vol. 28, No. 4, pp. 871–877.
- Streb, C., and others (2019). Adapting floating wetland design to advance performance in urban waterfronts. *Wetland Science and Practice*, vol. 36, No. 2, pp. 106–113.

- Tabot, P.T., and J.B. Adams (2013). Ecophysiology of salt marsh plants and predicted responses to climate change in South Africa. *Ocean & Coastal Management*, vol. 80, pp. 89–99.
- Tian, B., and others (2016). Drivers, trends, and potential impacts of long-term coastal reclamation in China from 1985 to 2010. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 170, pp. 83–90.
- United Nations (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Environment Programme (UNEP) (2019). Biodiversity A-Z. 2019. www.biodiversity-a-z.org.
- Van Niekerk, L. (2018). Approaches to detecting and assessing patterns, processes and responses to change in South African estuaries. PhD thesis. Port Elizabeth, South Africa: Nelson Mandela University.
- Veldkornet, D.A., and others (2015). Where do you draw the line? Determining the transition thresholds between estuarine salt marshes and terrestrial vegetation. *South African Journal of Botany*, vol. 101, pp. 153–159.
- Wan, S.W., and others (2009). The positive and negative effects of exotic *Spartina alterniflora* in China. *Ecological Engineering*, vol. 35, pp. 444–452.
- Wei, S., and others (2020). Effect of tidal flooding on ecosystem CO₂ and CH₄ fluxes in a salt marsh in the Yellow River Delta. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, vol. 232, 106512.
- Yin, S., and others (2015). *Spartina alterniflora* invasions impact CH₄ and N₂O fluxes from a salt marsh in eastern China. *Ecological Engineering*, vol. 81, pp. 192–199.
- Zhang, R., and others (2004). Formation of *Spartina alterniflora* salt marshes on the coast of Jiangsu Province, China. *Ecological Engineering*, vol. 23, pp. 95–10.
- Zuo, P., and others (2012). Distribution of *Spartina* spp. along China's coast. *Ecological Engineering*, vol. 40, pp. 160–166.

Chapitre 7J

Talus

continentaux

et canyons

sous-marins

Contributeurices et contributeurs : Lisa A. Levin (organisatrice de l'équipe de rédaction), Peter Auster, Malcolm R. Clark, Jason M. Hall-Spencer, Russell Hopcroft, Jeroen Ingels, Anna Metaxas, Bhavani E. Narayanaswamy, Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe pour le sous-chapitre) et Moriaki Yasuhara.

Principales observations

- Les talus continentaux représentent 5,2 % des océans, et plus d'un cinquième de leur surface est constitué de canyons sous-marins. Ils constituent des zones de transition essentielles entre le plateau continental et les grands fonds marins et sont cruciaux pour l'enfouissement du carbone et pour l'habitat qu'ils offrent à des espèces importantes, tant du point de vue écologique qu'économique.
- De forts gradients hydrographiques verticaux, des caractéristiques géomorphologiques complexes et des flux de fluides provenant des fonds marins rendent les populations fauniques des canyons et des talus très hétérogènes.
- Des centaines d'habitats, récemment découverts autour de coraux, d'éponges ou de suintements de méthane, contribuent à la biodiversité et accueillent des interactions inédites avec les sédiments environnants.
- Les canyons peuvent être des régions névralgiques de l'activité biologique, mais les communautés qu'ils abritent ne diffèrent pas toujours de celles des talus qui les bordent, également très productifs. Les sédiments des talus et des bassins peuvent refléter et permettre de reconstituer les évolutions des effets du climat sur la biodiversité.
- Les zones naturellement pauvres en oxygène montrent que la biodiversité est très sensible à l'oxygénation. L'expansion de telles zones réduira la biodiversité, et la diminution attendue du pH et des ressources alimentaires affectera sans doute les écosystèmes coralliens d'eau froide.
- En raison de leur proximité avec les côtes, les talus et les canyons sont affectés par l'expansion des activités pétrolières et gazières en eaux profondes, des installations énergétiques offshore, de la pêche de fond et, potentiellement, des activités minières, ainsi que par la contamination croissante liée notamment aux déchets et aux résidus miniers provenant de sites terrestres.
- L'exploration a accéléré la découverte de nouvelles fonctions et de nouveaux services écosystémiques, notamment des mécanismes de productivité et de transfert du carbone, des polluants et des déchets, ainsi que des zones de nourricerie, jusque-là inconnus. Cependant, la plupart des canyons et des zones de talus restent largement inexplorés, et de nombreuses questions clés restent en suspens, en particulier dans l'hémisphère sud et le long des marges africaines et sud-américaines, quant aux aires de répartition des espèces, à la connectivité écologique, aux liens benthopélagiques, à la sensibilité au climat et aux perturbations directes.
- Une meilleure intégration de la climatologie, de la recherche sur la connectivité, de la biologie de la conservation et de la gestion des ressources, associée à un renforcement de l'expertise taxonomique et géographique, améliorera le partage des connaissances, des technologies, des outils analytiques et des méthodologies nécessaires pour mieux comprendre talus et canyons océaniques et promouvoir la durabilité de leurs écosystèmes.

1. Introduction

Le talus continental correspond à l'augmentation de la profondeur du fond marin à partir du bord du plateau continental (environ 200 m de profondeur) jusqu'à la limite supérieure du glacis continental, où la pente diminue. Ces talus couvrent un total de 19,6 millions de km²,

soit 5,2 % des océans (tableau 1; Harris et al., 2014). Cet environnement a été brièvement examiné dans la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017c), au chapitre 36F (Nations Unies, 2017a), en tant que composante des marges des grands fonds

marins. Le talus continental est généralement entrecoupé de canyons aux parois abruptes (voir Nations Unies, 2017b), avec pas moins de 9 477 canyons connus couvrant près de 4,4 millions de km² (tableau 1), et bien d'autres qui ne sont pas encore découverts. Les talus comptent également d'autres caractéristiques géomorphologiques et géochimiques, telles que des bassins, des berges, des escarpements, des monts sous-marins et des suintements de méthane (voir figure ci-après). Les

talus et les canyons sont d'importantes zones de transition entre les eaux profondes et peu profondes, transportant (et transformant) les sédiments, la matière organique, l'eau, les organismes, les polluants et les débris (Puig et al., 2014; Leduc et al., 2018). Les talus continentaux peuvent être hautement productifs, car ils assurent une large part de l'enfouissement du carbone et du recyclage des nutriments, et sont donc importants pour le bien-être des sociétés (Levin et Sibuet, 2012).

Tableau 1
Étendue et nombre de talus et de canyons dans l'océan mondial

Caractéristique	Océan total	Océan Arctique	Océan Indien	Mer Méditerranée	Atlantique Nord	Pacifique Nord	Atlantique Sud	Pacifique Sud	Océan Austral
Superficie des talus (km ²)	19 606 260	913 590	4 189 700	906 590	3 436 150	4 752 240	1 591 830	3 201 000	615 170
Pourcentage de la superficie totale des talus	100	7,03	5,88	30	7,68	5,80	3,94	3,67	3,03
Superficie totale des canyons (km ²)	4 393 650	359 650	760 420	163 040	738 430	816 580	291 290	694 790	569 440
Nombre de canyons	9 477	404	1 590	817	1 548	2 085	453	2 009	571
Pourcentage de la surface de talus constituée de canyons	22,4	16,1	11,2	13,8	10,4	10,2	8,9	10,2	15,1

Source : Harris et al., 2014.

Les forts gradients (généralement verticaux) de température, d'oxygénation, de CO₂, d'hydrodynamique, de flux de particules et de transport de sédiments qui caractérisent les talus et les canyons façonnent les communautés biologiques qu'ils abritent (voir figure ci-après). Les flux de carbone organique particulaire et les chutes de masses organiques (carcasses de mammifères marins et de poissons morts, bois et algues) provenant des eaux de surface et du plateau continental, ainsi que les flux géochimiques provenant des fonds marins (méthane, sulfure et hydrogène), créent une grande hétérogénéité de sources d'énergie pour les écosystèmes des talus et des canyons. L'hétérogénéité environnementale supplémentaire

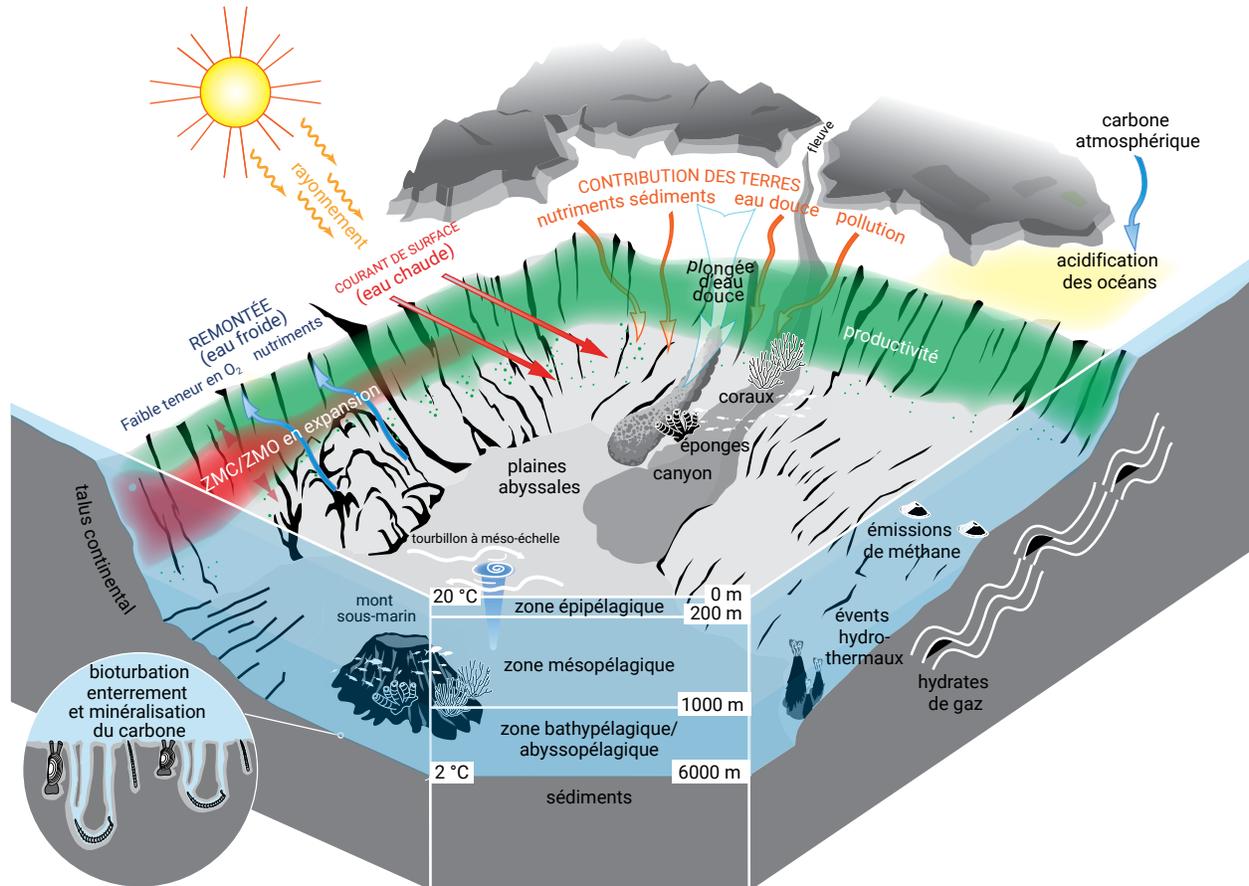
sur des talus à des pentes de 10 m à 100 km s'explique par la variation des sources sédimentaires, des conditions océanographiques, des processus géologiques dynamiques et des structures créées par les espèces façonnant les habitats (Kelly et al., 2010).

Les talus et les canyons sont fortement influencés par les changements climatiques et, parce qu'ils constituent les environnements d'eau profonde les plus proches des populations humaines, ils subissent encore plus les pressions de l'activité humaine que les autres systèmes d'eau profonde. Ces influences anthropiques entraînent des perturbations physiques et biologiques liées à la pêche, au transport maritime, à l'élimination, intentionnelle ou non,

de déchets provenant des terres (par exemple l'élimination de résidus miniers, d'ordures et de polluants), à l'afflux de matières organiques (comme les eaux usées, les nutriments et les intrants industriels), aux activités pétrolières et gazières, et à de potentielles exploitations

minières. Les changements liés au climat, qui entraînent un réchauffement, un appauvrissement en oxygène et des modifications d'intensité et de fréquence des tempêtes, s'ajoutent à ces perturbations anthropiques.

Caractéristiques des habitats sur les talus continentaux et dans les canyons, et effets de l'évolution des conditions



Source : Adaptation de Levin et Sibuet, 2012, disponible à l'adresse <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120709-142714>, avec l'aide d'Andres Algeria.

Abréviations : ZMC, Zone de minimum de carbone; ZMO, Zone de minimum d'oxygène.

2. Évolution des connaissances sur les talus et les canyons

2.1. Biodiversité des talus

La faune de la marge continentale est très segmentée selon la profondeur, avec des changements majeurs de composition au niveau de la transition entre plateau et talus (300 à 500 m de profondeur), au niveau supérieur du talus (1 000 m de profondeur), et entre 2 000 et 3 000 m (Carney, 2005). La superposition de masses d'eau au-dessus des talus continentaux contribue à cette répartition en zones selon la profondeur et à la grande diversité bêta du macrobenthos (voir par exemple Narayanaswamy et al., 2010), du méiobenthos (Danovaro et al., 2009; Bianchelli et al., 2010), des poissons (voir par exemple Priede et al., 2010) et de la mégafaune (voir par exemple Hunter et al., 2011), ainsi qu'à une diversité alpha moindre dans les masses d'eau à faible teneur en oxygène (Sellanes et al., 2010; Gooday et al., 2010). La diversité de la faune est généralement la plus élevée dans la partie moyenne du talus, entre 1 500 à 2 500 m de profondeur (Rex et Rowe, 1983; Rex et Etter, 2010; Menot et al., 2010). Cela est lié à l'hétérogénéité des sédiments, de la productivité et des flux d'eau (Levin et al., 2001). Sur les talus, la faune atteint couramment sa densité maximum (comme pour les crustacés, les ophiures et les éponges) aux limites des masses d'eau à faible teneur en oxygène sous les zones de remontée d'eau, sur les sommets topographiques et dans les canyons (Levin, 2003; De Leo et al., 2010; Domke et al., 2017), où l'augmentation des flux de particules contribue aux ressources alimentaires.

2.2. Évolution des conditions environnementales sur les talus et les canyons

2.2.1. Zones de minimum d'oxygène et désoxygénation des océans

Dans une grande partie de l'est de l'océan Pacifique, du nord de l'océan Indien et au large des côtes d'Afrique de l'Ouest, les talus continentaux et les canyons situés entre 100

et 1200 m de profondeur et sous les eaux très productives des zones de remontées d'eau sont exposés à des eaux naturellement pauvres en oxygène appelées « zone de minimum d'oxygène » (Helly et Levin, 2004). Le niveau d'oxygène sur les talus varie considérablement selon les saisons, les années et les cycles glaciaires-interglaciaires (Levin et al., 2015a; Huang et al., 2018, 2019). Les eaux pauvres en oxygène influencent la composition, la diversité et les attributs fonctionnels de la colonne d'eau et du benthos (Levin, 2003), ainsi que la taille, la croissance, la calcification et la reproduction des organismes (Sato et al., 2018), et entraînent une zonation marquée de la mégafaune et de la macrofaune selon le niveau d'oxygène des zones de minimum d'oxygène des talus (Wishner et al., 1995; Levin, 2003; Gooday et al., 2009, 2010; Hunter et al., 2011; Levin et Gallo, 2019) et des canyons (De Leo et al., 2012; Domke et al., 2017). La diversité de la macrofaune invertébrée (Levin et Gage, 1998; Sperling et al., 2016) et des poissons (Gallo et al., 2020) chute de façon spectaculaire lorsque le niveau d'oxygène passe en dessous de $7 \mu\text{Mol d'O}_2$, et les schémas d'abondance, de capture et d'effort de pêche des poissons peuvent varier en fonction du niveau d'oxygène (Bertrand et al., 2011; Keller et al., 2015; Salvatteci et al., 2019; De Leo et al., 2017).

Les communautés de plancton dans les zones de minimum d'oxygène réagissent également fortement à l'oxygénation dans l'espace et le temps (Ekau et al., 2010; Gilly et al., 2013; Seibel et al., 2016; Tutasi et Escribano, 2020). Elles se caractérisent par une zonation, des effets de bordure et des densités maximums spécifiques, ainsi que par des seuils de diversité marqués (Wishner et al., 2008, 2013). De très faibles variations du niveau d'oxygène peuvent induire d'importants changements dans la composition des communautés sur des échelles spatiales relativement petites (Wishner et al., 2008, 2018). Cependant, certains crustacés planctoniques présentent une tolérance surprenante à l'hypoxie (Seibel et al., 2016, 2018). Certains copépodes présentent une zonation

ontogénétique – différents stades de vie se développent à différents niveaux d'oxygène (Wishner et al., 2000; Hidalgo et al., 2005).

Sous l'effet des changements climatiques, de nombreuses zones de minimum d'oxygène sont en expansion, (Stramma et al., 2008, 2010; Levin, 2018). Ce phénomène devrait avoir pour conséquence de réduire la diversité (Sperling et al., 2016), en même temps que la résilience (Levin et al., 2013) et la bioturbation (Smith et al., 2000; Levin et al., 2009; Schimmelmann et al., 2016), de faire passer les processus de transformation du carbone de la macrofaune aux protozoaires (Woulds et al., 2007, 2009), et d'altérer les réseaux trophiques (Sperling et al., 2013; Gallo, 2018). Une observation sur le long terme de l'anse de Californie du Sud montre, au cours des vingt-cinq dernières années, une baisse de l'abondance des larves de poissons mésopélagiques (Koslow et al., 2011) et un rapprochement vers la surface des limites supérieures et inférieures de la couche profonde réfléchissante (constituée de poissons et de grands invertébrés) (Netburn et Koslow, 2015), conjointement avec une limite d'hypoxie se rapprochant de la surface au cours des vingt-cinq dernières années. La vision des larves de crabes, calamars et poulpes dans le sud de la Californie peut être altérée par une réduction du niveau d'oxygène (McCormick et al., 2019). Dans le sud-est du Pacifique, la zone de minimum d'oxygène est très sensible aux variations climatiques, avec une forte variabilité saisonnière à interannuelle de l'oxygène générée par l'oscillation australe El Niño, les fluctuations du sous-courant Pérou-Chili, le sous-courant équatorial, et des tourbillons (Czeschel et al., 2015; Pizarro-Koch et al., 2018; Espinoza-Morriberón et al., 2019). De nombreux indicateurs indirects suggèrent une oxygénation récente (enregistrée depuis 1999), phénomène qui s'est accompagné de l'approfondissement de la zone de minimum

d'oxygène (Graco et al., 2017; Cardich et al., 2019).

2.2.2. Acidification des océans

Les talus et les canyons sont de plus en plus vulnérables à l'acidification des océans. Selon le profil représentatif d'évolution de concentration (RCP) 8,5 (un scénario où les niveaux d'émission continuent d'augmenter), le pH moyen devrait, d'ici 2100, diminuer de 0,14 unité sur les talus et de 0,11 unité dans les canyons [tableau 2; Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2019; Bindoff et al., 2019]. L'océan Atlantique Nord est particulièrement vulnérable, car la formation d'eaux profondes propage les modifications de la chimie des carbonates venus de la surface vers l'intérieur de l'océan, et le courant de frontière ouest les advecte plus loin encore. Le RCP 8,5 prévoit d'ici 2100 des baisses de pH de 0,3 unité pour 14 % de la surface des talus en dessous de 500 m et 15 % des canyons (Gehlen et al., 2014). Les taxons présents dans les zones connaissant naturellement un faible taux d'oxygène et un fort taux de CO₂ pourraient être moins vulnérables aux impacts de l'acidification des océans, mais la situation varie d'un bassin océanique à l'autre. Dans l'océan Indien, la biodiversité de la macrofaune est plus influencée par un taux élevé de CO₂ que par un faible taux d'oxygène, alors que c'est l'inverse dans l'océan Pacifique Est, où un faible taux d'oxygène explique mieux les évolutions de la biodiversité (Taylor et al., 2014; Sperling et al., 2016; Sato et al., 2018). Pour évaluer les changements du système des carbonates de l'eau de mer sur les talus et les canyons, il est nécessaire de renforcer les systèmes de surveillance, tels que le Réseau mondial d'observation de l'acidification des océans.

Tableau 2

Projection des changements climatiques donnés comme moyenne (minimum; maximum) au fond des océans pour les talus continentaux, les canyons et les coraux d'eau froide cartographiés de 200 m à 2 500 m selon les RCP 8,5 et 2,6, d'aujourd'hui à la période 2081-2100, à l'aide de trois modèles du système terrestre

	Température (°C)	pH	Oxygène dissous (µMol/kg)	Flux de COP
	RCP 2,6	RCP 2,6	RCP 2,6	RCP 2,6
Talus continentaux	+ 0,30 (- 0,44; + 2,30)	- 0,06 (- 0,19; - 0,02)	- 3,1 (- 49,3; + 61,7)	- 0,39 (- 16; + 3,9)
Canyons	+ 0,31 (- 0,27; + 1,76)	- 0,05 (- 0,13; + 0,01)	- 3,54 (- 44,66; + 29,30)	- 0,33 (- 10,53; + 3,53)
Coraux d'eau froide	+ 4,3 (- 0,29; + 1,85)	- 0,07 (- 0,13; 0)	- 3,5 (- 25,6; + 24,7)	- 0,7 (- 10,5; + 3,4)
	RCP 8,5	RCP 8,5	RCP 8,5	RCP 8,5
Talus continentaux	+ 0,75 (- 8,4; + 4,4)	- 0,14 (- 0,02; - 0,44)	- 10,2 (- 67,8; + 53,82)	- 0,66 (- 33,33; + 10,3)
Canyons	+ 0,19 (- 0,03; + 1,14)	- 0,11 (- 0,35; + 0,02)	- 0,80 (- 28,76; + 10,07)	- 0,80 (- 28,76; + 10,07)
Coraux d'eau froide	+ 0,96 (- 0,42; + 3,84)	- 0,15 (- 0,39; + 0,001)	- 10,6 (- 59,2; + 11,1)	- 1,69 (- 20,1; + 4,6)

Source : Adaptation du tableau 5.5 de Bindoff, N.L., et al., 2019.

Abréviations : COP, carbone organique particulaire; RCP, profil représentatif d'évolution de concentration.

2.2.3. Ressources alimentaires

Les ressources alimentaires des écosystèmes des talus et canyons proviennent en grande partie du flux de matière organique en provenance des eaux de surface. Plusieurs scénarios d'évolution des niveaux d'émissions prévoient que, d'ici à la période 2081-2100, ces flux de carbone organique particulaire se réduiront pour les talus et les canyons (sauf dans l'océan Austral et l'océan Arctique), avec des réductions concomitantes de la biomasse benthique (Jones et al., 2014; Yool et al., 2017; Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat, 2019). Toutefois, les réductions du flux de COP devraient être de 30 à 50 % inférieures dans le scénario RCP 2,6 que dans le RCP 8,5 (GIEC, 2019; tableau 2). La contribution globale de la production chimiosynthétique aux réseaux trophiques des talus et des canyons reste à quantifier mais elle pourrait augmenter à l'avenir en raison de la

dissociation du méthane des hydrates de gaz enfouis, induite par le réchauffement (Biaostoch et al., 2011).

2.3. Les talus continentaux : des archives paléocéologiques uniques

Le talus continental constitue un cadre unique, essentiel pour comprendre les dynamiques de la biodiversité des grands fonds marins dans le temps. Grâce aux ostracodes, des zones caractérisées par des taux de sédimentation très élevés permettent de reconstruire à la décennie ou au siècle près les conditions océanographiques passées et l'adaptation de la biodiversité sur des dizaines de milliers d'années (Yasuhara et Cronin, 2008; Yasuhara et al., 2017; Yasuhara, 2018). Ainsi, dans l'océan Atlantique Nord, les relevés paléocéologiques des 20 000 dernières années montrent qu'un

changement brutal de température a affecté l'abondance et la biodiversité benthique des grands fonds marins (Yasuhara et al., 2008, 2014, 2016; Yasuhara et Danovaro, 2016).

2.4. Hétérogénéité des habitats

2.4.1. Comparaison entre talus et canyons

Les canyons sont considérés comme une source essentielle d'hétérogénéité et de biodiversité. Les communautés microbiennes planctoniques procaryotes et eucaryotes semblent similaires dans les canyons et les talus méditerranéens (Celussi et al., 2018; Diociaiuti et al., 2019), bien que davantage de virus et d'infections virales aient été documentés dans le canyon Bisagno que sur le talus qui le borde (Corinaldesi et al., 2019a, 2019b). Un lien étroit entre les processus de méso-échelle et, en particulier, la plongée des eaux denses peut influencer la biogéochimie (Chiggiato et al., 2016), les microbes (Luna et al., 2016), le dépôt de matière organique, la production microbienne, et l'activité virale (Rastelli et al., 2018) des canyons, et peut être particulièrement essentielle pour l'habitat des coraux d'eau profonde (Taviani et al., 2019). Des comparaisons récentes ne suggèrent aucune différence significative de biomasse, de densité ou de composition des foraminifères (Di Bella et al., 2019), de la méiofaune métazoïque (Bianchelli et al., 2010; Bianchelli et Danovaro, 2019; Carugati et al., 2019) ou de la macrofaune (Harriague et al., 2019) entre les talus et les canyons de la Méditerranée. En revanche, les canyons de Nouvelle-Zélande (700 à 1 500 m de profondeur) connaissent des densités de détritivores (siponcles et holothuries) et de méiofaune supérieures à celles du talus voisin (Rowden et al., 2016; Rosli et al., 2016), peut-être en raison de différences dans la complexité topographique et d'une plus grande disponibilité de matière organique (Leduc et al., 2014, 2016; Rowden et al., 2016). Une grande hétérogénéité favorise également une plus grande diversité locale et régionale dans les canyons de la Méditerranée (Gambi et al., 2019; Bianchelli et Danovaro, 2019; Carugati et al., 2019) et dans l'Atlantique du Nord-Est (Ingels et Vanreusel, 2013; Ingels et al., 2011), avec une faune très différente d'un canyon à l'autre (Harriague et al., 2019). Dans le

golfe du Mexique, la présence de coraux ahermatypiques d'eau profonde (scléactiniaires et octocoralliaires) à des profondeurs bathyales augmente la densité et influence la composition et la diversité des communautés sédimentaires voisines (Demopoulos et al., 2014, 2016; Bourque et Demopoulos, 2018) – des communautés endofauniques différentes abritent des types de coraux différents, peut-être en raison de différences d'habitat. La présence de coraux d'eau profonde change les liens habituels entre densité, profondeur et diversité dans la région (Wei et al., 2010). La perturbation des habitats coralliens affectera donc probablement la faune des talus environnants (Bourque et Demopoulos, 2018). Globalement, la variabilité géographique de la composition et de l'abondance des espèces benthiques entre les habitats (Bowden et al., 2016; Leduc et al., 2016) peut rendre difficile toute conclusion générale quant aux différences entre canyons et talus. Le zooplancton et, en particulier, le krill sont souvent observés en plus grande abondance à la limite du plateau et sur le talus (Lu et al., 2003; Lowe et al., 2018). Différents processus peuvent conduire à de telles agrégations de zooplancton et de poissons (Genin, 2004), et les canyons semblent également pouvoir contribuer grandement aux fortes concentrations de krill (Santora et al., 2018), bien que leur impact sur le zooplancton de plus petite taille soit mal documenté.

2.4.2. Hétérogénéité géomorphologique

Les aspects géomorphologiques à plus fine échelle des talus et des canyons, notamment la profondeur d'eau, le type de sédiments, la réflexion acoustique, l'exposition aux vagues et la rugosité du fond marin, peuvent être utilisés pour identifier le type d'habitat offert par les talus et les canyons et pour prévoir, en l'absence d'échantillonnage, les communautés benthiques présentes (Harris et Baker, 2020; Kenchington et al., 2014; Pierdomenico et al., 2015, 2019; Fanelli et al., 2018; Huang, Zhi et al., 2018). Les caractéristiques géomorphologiques, façonnées par l'érosion, le transport et le dépôt des sédiments, et l'instabilité tectonique (Lastras et al., 2008), ainsi que par la biologie (Marsh et al., 2018; Lo Iacono et al., 2019), peuvent maintenant être cartographiées

de manière efficace à l'aide de véhicules sous-marins télécommandés ou autonomes (Huvenne et al., 2018). Elles peuvent éclairer la planification spatiale, la conception de zones marines protégées, l'organisation de la recherche et l'évaluation des ressources économiques (Harris et Baker, 2020; Ismail et al., 2015; Hogg et al., 2016), ce qui souligne l'importance des efforts en cours pour cartographier l'ensemble du fond marin (Mayer et al., 2018). L'interaction entre les courants de fond et les caractéristiques bathymétriques ou tectoniques majeures peut entraîner l'exposition ou le dépôt de sols indurés, de croûtes et de nodules minéraux, notamment ceux qui sont composés de ferromanganèse et de phosphorites (Muiños et al., 2013), et peut provoquer une instabilité des talus (Teixeira et al., 2019).

2.4.3. Hétérogénéité géochimique

La biodiversité des écosystèmes des talus et des canyons est influencée par le méthane et les autres fluides riches en hydrocarbures qui s'échappent des fonds marins (Levin, 2005; Egger et al., 2018). Ces suintements de méthane abritent des communautés distinctes de mégafaune, dominées par la faune chimioautotrophe (voir chap. 7P). La mise en œuvre récente de méthodes de détection acoustiques des panaches de bulles a révélé l'omniprésence et la grande abondance de ces suintements (Riedel et al., 2018; Skarke et al., 2014). Le réchauffement des océans et la modification de leur circulation, qui peuvent favoriser le dégazage, sont peut-être déjà en train d'augmenter le nombre des sites de suintement sur les talus continentaux (Phrampus et Hornbach, 2012; Johnson et al., 2015). De nouvelles explorations révèlent l'influence de ces émanations sur les organismes ambiants des talus et des canyons (Levin et al., 2016a) à qui elles fournissent des ressources

alimentaires chimiosynthétiques (Seabrook et al., 2019; Rathburn et al. 2009; Goffredi et al., 2020), des habitats de nourricerie (Treude et al., 2011; Sen et al., 2019), et un substrat sous forme de surface indurée (carbonate) (Levin et al., 2015b, 2017), et qui stimulent la production de la colonne d'eau (D'souza et al., 2016).

2.5. Liens entre les populations

Des populations, communautés et écosystèmes fragmentés peuvent rester viables ou se remettre de perturbations grâce à la connectivité écologique, c'est-à-dire la circulation des individus, des espèces et des ressources. Sur les talus continentaux et les canyons, le substrat dur, réparti de manière hétérogène, abrite des éponges et des coraux d'eau profonde qui sont vulnérables aux perturbations liées à la pêche, et les caractéristiques de leurs cycles de vie (comme la longévité et la faible vitesse de croissance et de recrutement) ne sont pas propices à la résilience ou au rétablissement des populations (Reed et al., 2007; Huvenne et al., 2016; Bennecke et Metaxas, 2017). La compréhension des variations spatiales du potentiel de reproduction (Fountain et al., 2019) et l'utilisation de modèles hydrodynamiques pour évaluer les schémas de connectivité peuvent aider à élaborer des stratégies de conservation efficaces (Kool et al., 2013, 2015; Metaxas et al., 2019). Des études génétiques récentes ont permis de progresser dans la compréhension des distances de dispersion et des dynamiques source-puits qui varient entre les espèces d'éponges et de coraux d'eau froide sur les talus, au niveau des caractéristiques régionales et géomorphologiques (Zeng et al., 2017, 2019; Holland et al., 2019); d'autre part, les courants locaux et régionaux peuvent servir de vecteurs ou de barrières à la dispersion des larves (Dueñas et al., 2016; Holland et al., 2019; Zeng et al., 2019).

3. Services et bénéfices écosystémiques des talus et des canyons

Les talus et les canyons fournissent des services écosystémiques tels que la séquestration du carbone et le recyclage des nutriments, la pêche, la contribution à la biodiversité et

l'élimination des déchets; par ailleurs, l'exploitation de ressources non renouvelables suscite un intérêt grandissant (Fernandez-Arcaya et al., 2017).

3.1. Pêche

De nombreuses activités de pêche en eaux profondes dépendent de zones situées aux limites des plateaux et sur des talus bathyaux, même à l'intérieur de certaines zones de minimum d'oxygène (Keller et al., 2015). Les canyons sont des zones clés pour l'alimentation, la reproduction et le recrutement d'espèces de poissons (D'Onghia et al., 2015) et de crustacés (Sardà et al., 2009) importantes d'un point de vue économique. Les poissons sont souvent, quoique pas toujours (Ross et al., 2015), plus abondants, plus gros et plus rapidement à maturité dans les canyons, comme cela a été démontré pour les requins, les congres, les merlus et les pageots communs (Sion et al., 2019). La découverte de liens étroits entre certaines espèces commercialement exploitées de poissons et de crustacés et les zones d'émanations de méthane des canyons et des talus (Sellanes et al., 2008; Bowden et al., 2013; Grupe et al., 2015; Seabrook et al., 2019) semble indiquer une possible contribution des écosystèmes chimiosynthétiques aux activités de pêche des marges continentales (Levin et al., 2016a). Cela a conduit le Pacific Fishery Management Council des États-Unis à désigner les suintements de méthane comme un habitat essentiel pour les poissons de fond de la côte pacifique (Pacific Coast Groundfish Fishery Management Plan, amendement 28)¹.

3.2. Fonctions de régulation et de soutien

L'exploration des talus et des canyons accélère les découvertes récentes de nouvelles fonctions et de nouveaux services, comme le rôle de plus en plus reconnu des poissons démersaux et d'eau profonde des talus continentaux dans le transfert du carbone de la couche profonde réfléchissante vers de plus grandes profondeurs dans l'océan (Trueman et al., 2014; Gallo, 2018; Vieira et al., 2019). Des fonctions de nourricerie ont été identifiées pour des poulpes à 3 000 m et des œufs de poisson fixés dans des xénophyophores (protozoaires géants) sur des talus au large des côtes du

Costa Rica (Levin et Rouse, 2019), pour des sacs ovigères d'élasmobranches associés à des suintements de méthane sur des talus au large du Chili et de la Méditerranée (Treude et al., 2011), ainsi que dans des colonies de gorgones (Etnoyer et Warrenchuk, 2007). Les processus physiques dans les canyons contribuent à la remontée des nutriments vers le plateau et au transport au large de la productivité du plateau vers des eaux plus profondes (Fernandez-Arcaya et al., 2017). D'autres processus dans les canyons éliminent et enfouissent les polluants et les déchets et contribuent à la biodiversité en servant de refuge face à la pression des activités de pêche.

3.3. Énergie

L'exploitation du pétrole et du gaz s'est étendue à des profondeurs supérieures à 3 000 m sur les talus continentaux du golfe du Mexique, au large des côtes de l'Angola et du Brésil, et ailleurs (Merrie et al., 2014). Les canyons accumulent la matière organique et sont une cible de plus en plus convoitée pour l'extraction d'hydrocarbures. Ainsi, 24 % des canyons australiens se trouvent à l'intérieur de concessions pétrolières et gazières (Fernandez-Arcaya et al., 2017). Pour certains pays, pétrole et gaz représentent une importante source de revenus. Mais l'exploration, les activités de routine et les déversements d'hydrocarbures ont un impact environnemental (Cordes et al., 2016).

Bien qu'encore au stade initial de son développement, l'exploitation offshore d'énergie renouvelable à l'aide d'éoliennes pourrait à terme utiliser des structures flottantes dans des eaux pouvant atteindre 1 000 m de profondeur (Bosch et al., 2018).

3.4. Produits naturels

La prospection de composés bioactifs en eaux profondes suscite un intérêt croissant, même si, en 2016, moins de 3 % des métabolites marins connus provenaient d'organismes d'eau froide (Soldatou et Baker, 2017). Les bactéries

¹ Disponible à l'adresse www.pcouncil.org/groundfish/fishery-management-plan.

et les champignons des sédiments d'eaux profondes sur les talus continentaux se sont révélés être une riche source de composés aux propriétés antibactériennes, antifongiques, anticancéreuses et cytotoxiques (Skropeta et Wei, 2014). Les invertébrés, en particulier les octocoraux et les démosponges, communs

dans les canyons, font également l'objet de recherches dans le domaine de la biodécouverte (Winder et al., 2011; Leal et al., 2012; Blunt et al., 2013; Fernandez-Arcaya et al., 2017), car les métabolites des éponges des grands fonds marins ont des propriétés antitumorales (Wright et al., 2017).

4. Impacts anthropiques

Une étude récente a identifié quatre grandes catégories d'impacts humains sur les canyons : la pêche de fond, l'exploration et l'exploitation pétrolières et gazières, les facteurs de perturbation climatique, et la pollution, les déchets et les résidus miniers provenant des terres (Fernandez-Arcaya et al., 2017). Ces mêmes activités affectent les talus continentaux, tout comme l'exploitation potentielle des minéraux (par exemple le sable et les phosphorites) et des hydrates de gaz.

La pêche commerciale sur les talus continentaux et dans les canyons, telle qu'elle est couverte par la première Évaluation, reste une source majeure de perturbation directe des communautés benthiques d'eau profonde (Pusceddu et al., 2014, Clark et al., 2016). Le chalutage de fond altère profondément les fonds marins, en augmentant la concentration de sédiments en suspension (Daly et al., 2018, Paradis et al., 2018a), en modifiant la distribution et les propriétés des sédiments (Martín et al., 2014a, 2014b, Paradis et al., 2018b), et en agissant comme un facteur de stress cumulatif dans des écosystèmes déjà affectés par la désoxygénation (De Leo et al., 2017, Levin et Gallo, 2019). Les activités de pêche produisent des déchets, et les lignes, filets et nasses perdus forment des débris (voir par exemple Pham et al., 2014, Maldonado et al., 2015, Quattrini et al., 2015, Vieira et al., 2015, Tubau et al., 2015, Woodall et al., 2015, Lastras et al., 2016, Cau et al., 2017, Giusti et al., 2019), qui emprisonnent ou blessent différentes espèces marines, notamment les coraux d'eau froide (Aymà et al., 2019). Les espèces envahissantes qui peuvent se propager en s'attachant ou en s'associant à ces débris et déchets sont une source de préoccupation supplémentaire.

Les polluants, les sédiments, les matières organiques détritiques, les plastiques et autres débris marins se déplacent facilement des eaux du plateau continental vers les canyons (Salvadó et al., 2017, 2019, Tamburrino et al., 2019) et les eaux profondes (Puig et al., 2014, Leduc et al., 2018). L'accumulation dans les sédiments de métaux toxiques (comme le cadmium) favorise la tolérance microbienne aux métaux (Papale et al., 2018). Les déchets plastiques (emballages, sacs, bouteilles, etc.) jonchent les talus continentaux du monde entier, en particulier sous les routes maritimes les plus fréquentées (Gerigny et al., 2019, Mecho et al., 2020). Des microplastiques, qui transportent les polluants organiques persistants qu'ils ont adsorbés, ont été trouvés dans des animaux prélevés dans des canyons et sur des talus profonds (Woodall et al., 2014, Taylor et al., 2016, Courtene-Jones et al., 2017, 2019). L'élimination des résidus miniers, sous forme de particules fines résultant de l'extraction de métaux sur le continent, peut contaminer les talus et les canyons avec des métaux tels que l'arsenic, le cobalt, le nickel, le mercure, le plomb et le zinc, ainsi que des déchets (cyanure de sodium, chaux) issus du traitement des métaux (Reichelt-Brushett, 2012, Ramirez-Llodra et al., 2015). Rien qu'en 2015, sept pays ont déversé dans l'océan de tels résidus provenant de 16 mines (Vare et al., 2018). Ceux-ci peuvent causer une mortalité dans la faune, directement par étouffement ou empoisonnement, en modifiant les interactions entre espèces, ou encore par bioaccumulation.

La perspective de voir bientôt des activités minières sur les talus exploiter les ressources en phosphate (au large des côtes du Mexique, de la Namibie, de la Nouvelle-Zélande et de l'Afrique du Sud) et les sulfures massifs sur

les monts ou pics sous-marins ou les bassins d'arrière-arc sont autant de menaces supplémentaires qui pèsent sur les environnements des talus continentaux (Levin et al., 2016b). L'exploitation des hydrates de gaz (méthane congelé) enfouis sur les marges continentales suscite un vif intérêt (Chong et al., 2016). L'exploitation et la libération d'hydrates de gaz peuvent avoir sur les talus continentaux

et les canyons un impact environnemental similaire ou supérieur à celui constaté pour l'exploitation traditionnelle du pétrole et du gaz en eaux profondes (Cordes et al., 2016, Olsen et al., 2016). L'instabilité physique des talus et des canyons est une question importante à prendre en compte dans la gestion des activités humaines dans ces habitats.

5. Principales lacunes en matière de connaissances

La plupart des canyons et des talus restent inexplorés, en particulier dans l'hémisphère sud et aux marges des pays en développement. La moitié de toutes les publications pertinentes ne se concentrent que sur 11 canyons dans le monde (Matos et al., 2018). Lors de la première Évaluation, des lacunes ont été identifiées dans les connaissances scientifiques, et elles n'ont globalement pas été comblées. Il s'agit par exemple de l'étude de la biodiversité des petits taxons sur les substrats durs (comme dans les canyons), difficiles à échantillonner. En outre, les aires de répartition des espèces, les modèles de connectivité et les évolutions à long terme de la résilience et de la sensibilité aux perturbations, qu'elles soient naturelles, climatiques ou anthropiques, restent mal connus pour de nombreux environnements de talus dans le monde. D'après les projections, les plus grands changements induits par le climat dans l'environnement des grands fonds marins interviendront aux profondeurs bathyales, or ces zones correspondent à de vastes zones de pêche productive ou de grande biodiversité (Sweetman et al., 2017, voir tableau 2).

Les efforts actuels de conservation des écosystèmes des canyons et des talus s'appuient généralement sur l'utilisation d'indicateurs physiographiques, géomorphologiques et océanographiques et sur des recensements de communautés d'espèces afin de déterminer les ressources vulnérables à des fins de gestion et de planification (voir par exemple Van den Beld et al., 2017, Auster et al., 2020). Ces connaissances permettent d'utiliser des modèles de distribution des espèces (par exemple pour les coraux et les éponges d'eau

profonde, comme dans Ross et al., 2019, Kinlan et al., 2020, Pearman et al., 2020, Morato et al., 2020) pour éclairer les décisions sur l'étendue géospatiale des objectifs de conservation, et elles pourraient orienter des programmes tels que Natura 2000, qui prévoit un mécanisme permettant d'inclure des zones de canyons et de talus d'eau profonde dans les zones de protection spéciale (Serrano et al., 2017, Van den Beld et al., 2017).

Des questions scientifiques cruciales doivent être explorées pour assurer la gestion durable des écosystèmes et des ressources des talus et des canyons, et notamment : les principaux facteurs influençant la connectivité des populations et leur capacité à se rétablir après des perturbations, les rôles joués par la dynamique source-puits, la spécialisation par niches et les interactions entre les espèces dans la structuration de la diversité, l'impact possible des conditions extrêmes (manque d'oxygène, faible pH, forte teneur en sulfure d'hydrogène, faible saturation en carbonate) et des relations mutualistes ou facilitatrices très développées (comme la symbiose ou le commensalisme) sur l'évolution des règles d'assemblages, de l'adaptabilité ou des relations diversité-fonction des espèces, et l'existence possible de taxons ou d'assemblages d'espèces pouvant servir d'indicateurs indirects fiables de la santé des écosystèmes (voir Levin et Sibuet, 2012, annexe supplémentaire). Ces informations aideront à identifier les habitats importants ou vulnérables du point de vue écologique, tels que les zones importantes sur le plan écologique ou biologique (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2009) et les écosystèmes marins vulnérables (FAO, 2009). D'autres

questions clés se posent pour la gestion des ressources : a) quelle durabilité pour l'élimination des résidus en haute mer et quel impact environnemental par rapport à l'élimination sur terre; b) comment intégrer des centaines de sites récemment découverts d'émission de gaz dans la gestion des activités humaines; c) comment le couplage benthopélagique et le transfert de carbone effectué par les poissons démersaux (qui se nourrissent de plancton en migration) seront affectés par la pêche et par les conséquences des changements climatiques sur l'oxygénation, l'acidification, la production de surface et la composition du phytoplancton.

Il est malaisé de répondre à ces questions car les échantillonnages sont rares, tant ces environnements sont hétérogènes, immenses et difficiles à atteindre. Quelque 66 % des fonds marins des talus continentaux entre 200 à 1 000 m ne sont pas encore cartographiés, tout comme 72 % de ceux situés entre 1 000 à

3 000 m (Mayer et al., 2018). C'est une surface de fond marin encore plus grande qui n'a jamais vu sa biologie étudiée, dont de larges parts des marges africaines et sud-américaines. Souvent, ce sont les évaluations préalables à l'exploration pour l'industrie pétrolière et gazière qui fournissent les premières données sur les marges profondes (Pabis et al., 2019). Des séries chronologiques (ou des observations continues) sur les talus et les canyons sont nécessaires pour caractériser la variabilité naturelle et la réponse aux changements climatiques et pour évaluer la sensibilité aux impacts des activités humaines, ce qui nécessitera des collaborations entre secteurs et pays (Evans et al., 2019, Garçon et al., 2019, Levin et al., 2019, Vieira et al., 2019). L'accélération du transfert de connaissances et de technologies et le développement des infrastructures scientifiques dans les pays en développement peuvent contribuer, dans une large mesure, à combler les lacunes, comme expliqué ci-après.

6. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

Pour la plupart des grands fonds marins, le manque d'expertise taxonomique est un obstacle majeur à l'avancement des études sur la biodiversité (Fontaine et al., 2012, Horton et al., 2017). Certains chercheurs préfèrent de plus en plus utiliser l'ADN plutôt que la taxonomie basée sur la morphologie (Sinniger et al., 2016), tandis que d'autres soutiennent qu'il est nécessaire de nommer les espèces afin de soutenir la conservation marine et le développement de l'industrie océanique (Horton et al., 2017, Glover et al., 2018). Le biais géographique dans les recherches sur les talus et les canyons en faveur des zones économiques exclusives des États développés bordant l'Atlantique Nord et le Pacifique Nord, et de celles autour de l'Océanie, reflète la réalité des conditions d'accès, des ressources financières et des intérêts des secteurs économiques impliqués dans l'extraction des ressources. Cela contribue à limiter notre compréhension globale des modèles et des facteurs de la biodiversité et a des conséquences sur la

distribution de l'expertise qui, concernant les talus et les canyons, est concentrée dans les régions développées, ainsi qu'en Chine, en Inde et, dans une moindre mesure, au Brésil et au Chili. Cela a également entraîné une répartition inégale de la technologie, des outils analytiques et des méthodologies nécessaires pour faire progresser la compréhension globale des écosystèmes des talus et des canyons.

Des solutions peuvent émerger grâce à l'engagement accru de scientifiques de pays en développement dans des programmes d'observation en mer, comme le Réseau pour l'océanographie géostrophique en temps réel (ARGO), le programme d'études hydrographiques à partir de navires océaniques GO-SHIP ou le Projet interdisciplinaire pour la mise en place d'un système pérenne d'observation eulérienne de l'océan (OceanSITES), dans des réseaux d'observation, comme le Réseau mondial d'observation de l'acidification des océans ou le Réseau mondial de la COI pour le suivi

de la concentration en oxygène des océans, et enfin dans des réseaux scientifiques comme la Stratégie d'observation de l'océan profond, la Deep Ocean Stewardship Initiative, et le Réseau international pour l'étude des canyons sous-marins et les échanges scientifiques (IN-CISE). Cet objectif peut être atteint, en partie, grâce à des cours de formation, des opportunités de participer à des missions en mer, des ateliers de synthèse ou la participation à des comités directeurs, mais un encadrement personnel apportant un soutien scientifique et des ressources financières est un élément essentiel. La Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable (2021-2030) pourrait servir de catalyseur pour combler ces lacunes en matière de capacités.

C'est en partie en raison de leur grande hétérogénéité géomorphologique, géochimique et environnementale que les talus et les canyons représentent une source si importante de biodiversité en haute mer. Cette biodiversité est encore en cours de découverte et en grande partie non protégée, mais elle est de plus en plus vulnérable à la combinaison des changements climatiques et de l'augmentation des activités humaines sur les marges continentales (extraction de ressources, pollution ou élimination des déchets). L'observation des océans, la caractérisation de la biodiversité, les connaissances en taxonomie et le transfert de technologie doivent être améliorés, en particulier dans l'hémisphère sud.

Références

- Auster, P.J., and others (2020). A Scientific Basis for Designation of the Northeast Canyons and Seamounts Marine National Monument. *Frontiers in Marine Science*, vol. 7, article 566, <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00566>.
- Aymà, Anna, and others (2019). Occurrence of Living Cold-Water Corals at Large Depths Within Submarine Canyons of the Northwestern Mediterranean Sea. In *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future*, pp. 271–284. Springer.
- Bennecke, Swaantje, and Anna Metaxas (2017). Effectiveness of a deep-water coral conservation area: evaluation of its boundaries and changes in octocoral communities over 13 years. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 137, pp. 420–435.
- Bertrand A., and others (2011) Oxygen: a fundamental property regulating pelagic ecosystem structure in the coastal southeastern tropical Pacific. *PLoS ONE*, vol. 6, No. 12, article e29558. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0029558>.
- Bianchelli, S., and others (2010). Metazoan meiofauna in deep-sea canyons and adjacent open slopes: a large-scale comparison with focus on the rare taxa. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 57, No. 3, pp. 420–433.
- Bianchelli, Silvia, and Roberto Danovaro (2019). Meiofaunal biodiversity in submarine canyons of the Mediterranean Sea: a meta-analysis. *Progress in Oceanography*, vol. 170, pp. 69–80.
- Blastoch, A., and others. (2011). Rising Arctic Ocean temperatures cause gas hydrate destabilization and ocean acidification. *Geophysical Research Letters*, vol. 38, L08602, <https://doi.org/10.1029/2011GL047222>, 2011.
- Bindoff, N.L., and others (2019). *Changing Ocean, Marine Ecosystems, and Dependent Communities*. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate, H-O. Pörtner and others, eds.
- Blunt, J., and others (2013). Natural product reports. *Natural Product Reports*, vol. 39, pp. 237–323. <https://doi.org/10.1039/C2NP20112G>.
- Bosch, Jonathan, and others (2018). Temporally explicit and spatially resolved global offshore wind energy potentials. *Energy*, vol. 163, pp. 766–781.
- Bourque, Jill R., and Amanda W.J. Demopoulos (2018). The influence of different deep-sea coral habitats on sediment macrofaunal community structure and function. *PeerJ*, vol. 6, e5276.

- Bowden, David A., and others (2013). Cold seep epifaunal communities on the Hikurangi Margin, New Zealand: composition, succession, and vulnerability to human activities. *PLoS One*, vol. 8, No. 10, e76869.
- Bowden, David A., and others (2016). Deep-sea seabed habitats: Do they support distinct mega-epifaunal communities that have different vulnerabilities to anthropogenic disturbance? *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 107, pp. 31–47.
- Cardich, J., and others (2019). Multidecadal changes in marine subsurface oxygenation off Central Peru during the last ca. 170 years. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, article 270, <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00270>.
- Carney, Robert S. (2005). Zonation of deep biota on continental margins. In *Oceanography and Marine Biology*, pp. 221–288. CRC Press.
- Carugati, L., and others (2019). Patterns and drivers of meiofaunal assemblages in the canyons Polcevera and Bisagno of the Ligurian Sea (NW Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography*, vol. 175, pp. 81–91.
- Cau, Alessandro, and others (2017). Submarine canyons along the upper Sardinian slope (Central Western Mediterranean) as repositories for derelict fishing gears. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 123, Nos. 1–2, pp. 357–364.
- Celussi, Mauro, and others (2018). Planktonic prokaryote and protist communities in a submarine canyon system in the Ligurian Sea (NW Mediterranean). *Progress in Oceanography*, vol. 168, pp. 210–221.
- Chiggiato, Jacopo, and others (2016). Dense-water bottom currents in the Southern Adriatic Sea in spring 2012. *Marine Geology*, vol. 375, pp. 134–145.
- Chong, Rong Zheng, and others (2016). Review of natural gas hydrates as an energy resource: Prospects and challenges. *Applied Energy*, vol. 162, pp. 1633–1652.
- Clark, Malcolm R., and others (2016). The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: a review. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 73, No. suppl. 1, pp. i51–i69.
- Cordes, Erik E., and others (2016). Environmental impacts of the deep-water oil and gas industry: a review to guide management strategies. *Frontiers in Environmental Science*, vol. 4, art. 58.
- Corinaldesi, Cinzia, and others (2019a). High diversity of benthic bacterial and archaeal assemblages in deep-Mediterranean canyons and adjacent slopes. *Progress in Oceanography*, vol. 171, pp. 154–161.
- Corinaldesi, Cinzia, and others (2019b). High rates of viral lysis stimulate prokaryotic turnover and C recycling in bathypelagic waters of a Ligurian canyon (Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography*, vol. 171, pp. 70–75.
- Courtene-Jones, Winnie, and others (2017). Microplastic pollution identified in deep-sea water and ingested by benthic invertebrates in the Rockall Trough, North Atlantic Ocean. *Environmental Pollution*, vol. 231, pp. 271–280.
- Courtene-Jones, Winnie, and others (2019). Consistent microplastic ingestion by deep-sea invertebrates over the last four decades (1976–2015), a study from the North East Atlantic. *Environmental Pollution*, vol. 244, pp. 503–512.
- Czeschel, Rena, and others (2015). Circulation, eddies, oxygen and nutrient changes in the eastern tropical South Pacific Ocean. *Ocean Science*, vol. 11, pp. 455–470, <https://doi.org/10.5194/os-11-455-2015>.
- Daly, Eoghan, and others (2018). Bottom trawling at Whittard Canyon: evidence for seabed modification, trawl plumes and food source heterogeneity. *Progress in Oceanography*.
- Danovaro, R., and others (2009). α -, β -, γ -, δ - and ϵ -diversity of deep-sea nematodes in canyons and open slopes of Northeast Atlantic and Mediterranean margins. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 396, pp. 197–209.
- De Leo, Fabio C., and others (2010). Submarine canyons: hotspots of benthic biomass and productivity in the deep sea. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 277, No. 1695, pp. 2783–2792.
- De Leo, Fabio C., and others (2012). The effects of submarine canyons and the oxygen minimum zone on deep-sea fish assemblages off Hawai'i. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 64, pp. 54–70.

- De Leo, Fabio C., and others (2017). Bottom trawling and oxygen minimum zone influences on continental slope benthic community structure off Vancouver Island (NE Pacific). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 137, pp. 404–419.
- Demopoulos, Amanda W.J., and others (2016). Impacts of the Deepwater Horizon oil spill on deep-sea coral-associated sediment communities. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 561, pp. 51–68.
- Demopoulos, Amanda W.J., and others (2014). Biodiversity and community composition of sediment macrofauna associated with deep-sea *Lophelia pertusa* habitats in the Gulf of Mexico. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 93, pp. 91–103.
- Di Bella, L., and others (2019). Living foraminiferal assemblages in two submarine canyons (Polcevera and Bisagno) of the Ligurian basin (Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography*, vol. 173, pp. 114–133.
- Diociaiuti, Tommaso, and others (2019). Vertical distribution of microbial communities abundance and biomass in two NW Mediterranean Sea submarine canyons. *Progress in Oceanography*, vol. 175, pp. 14–23.
- Domke, Lia, and others (2017). Influence of an oxygen minimum zone and macroalgal enrichment on benthic megafaunal community composition in a NE Pacific submarine canyon. *Marine Ecology*, vol. 38, No. 6, pe12481.
- D’Onghia, Gianfranco, and others (2015). Exploring composition and behaviour of fish fauna by in situ observations in the Bari Canyon (Southern Adriatic Sea, Central Mediterranean). *Marine Ecology*, vol. 36, No. 3, pp. 541–556.
- D’souza, N.A., and others (2016). Elevated surface chlorophyll associated with natural oil seeps in the Gulf of Mexico. *Nature Geoscience*, vol. 9, No. 3, p. 215.
- Dueñas, Luisa F., and others (2016). The Antarctic Circumpolar Current as a diversification trigger for deep-sea octocorals. *BMC Evolutionary Biology*, vol. 16, No. 1, art. 2.
- Egger, Matthias, and others (2018). Global diffusive fluxes of methane in marine sediments. *Nature Geoscience*, vol. 11, No. 6, p. 421.
- Ekau, Werner, and others (2010). Impacts of hypoxia on the structure and processes in pelagic communities (zooplankton, macro-invertebrates and fish). *Biogeosciences*, vol. 7, No. 5, pp. 1669–1699.
- Espinoza-Morriberón, D., and others. (2017). Impacts of El Niño events on the Peruvian upwelling system productivity. *Journal of Geophysical Research Oceans*, vol. 122, pp. 5423–5444, <https://doi.org/10.1002/2016JC012439>.
- Etnoyer, Peter, and Jon Warrenchuk (2007). A catshark nursery in a deep gorgonian field in the Mississippi Canyon, Gulf of Mexico. *Bulletin of Marine Science*, vol. 81, No. 3, pp. 553–559.
- Evans, Karen, and others (2019). The Global Integrated World Ocean Assessment: Linking Observations to Science and Policy Across Multiple Scales. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 298.
- Fanelli, Emanuela, and others (2018). Deep-sea mobile megafauna of Mediterranean submarine canyons and open slopes: analysis of spatial and bathymetric gradients. *Progress in Oceanography*, vol. 168, pp. 23–34.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2009). *International Guidelines for the Management of Deep-Sea Fisheries in the High-Seas*. Rome.
- _____ (2019). *Deep-Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Fisheries*. Fisheries and Aquaculture Technical Paper 638. Rome.
- Fernandez-Arcaya, Ulla, and others (2017). Ecological role of submarine canyons and need for canyon conservation: a review. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 5.
- Fontaine, Benoît, and others (2012). 21 years of shelf life between discovery and description of new species. *Current Biology*, vol. 22, No. 22, pp. R943–R944.
- Fountain, Christopher Tyler, and others (2019). Individual and Population Level Variation in the Reproductive Potential of Deep-Sea Corals From Different Regions Within the Gulf of Maine. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 172.
- Gallo, Natalya D. (2018). Influence of ocean deoxygenation on demersal fish communities: lessons from upwelling margins and oxygen minimum zones. PhD Thesis, UC San Diego.

- Gallo, Natalya D., and others (2020). Dissolved oxygen and temperature best predict of deep-sea fish community structure in the Gulf of California with implications for climate change. In *Marine Ecology Progress Series*, vol. 637, pp.159–180.
- Gambi, Cristina, and others (2019). Biodiversity and distribution of meiofauna in the Gioia, Petrace and Dohrn Canyons (Tyrrhenian Sea). *Progress in Oceanography*, vol. 171, pp. 162–174.
- Garçon, Véronique, and others (2019). Multidisciplinary Observing in the World Ocean's Oxygen Minimum Zone regions: from climate to fish – the VOICE initiative. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 722.
- Gehlen, M., and others (2014). Projected pH reductions by 2100 might put deep North Atlantic biodiversity at risk. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 23, pp. 6955–6967. <https://doi.org/10.5194/bg-11-6955-2014>.
- Genin, Amatzia (2004). Bio-physical coupling in the formation of zooplankton and fish aggregations over abrupt topographies. *Journal of Marine Systems*, vol. 50, No. 1, pp. 3–20. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2003.10.008>.
- Gerigny, O., and others (2019) Seafloor litter from the continental shelf and canyons in French Mediterranean water: distribution, typologies and trends. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 146, pp. 653–666. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.030>.
- Gilly, William F., and others (2013). Oceanographic and biological effects of shoaling of the oxygen minimum zone. *Annual Review of Marine Science*, vol. 5, pp. 393–420.
- Giusti, M., and others (2019). Coral forests and Derelict Fishing Gears in submarine canyon systems of the Ligurian Sea. *Progress in Oceanography*, vol. 178, art. 102186.
- Glover, Adrian G., and others (2018). Point of View: Managing a sustainable deep-sea 'blue economy' requires knowledge of what actually lives there. *ELife*, vol. 7, e41319.
- Goffredi, S.K., and others (2020). Methanotrophic bacterial symbionts fuel dense populations of deep-sea feather duster worms (Sabellida, Annelida) and extend the spatial influence of methane seepage. *Science Advances*, vol. 6, No. 14.
- Gooday, A.J., and others (2009). Faunal responses to oxygen gradients on the Pakistan margin: a comparison of foraminiferans, macrofauna and megafauna. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 56, Nos. 6–7, pp. 488–502.
- Gooday, A.J., and others (2010). Habitat heterogeneity and its influence on benthic biodiversity in oxygen minimum zones. *Marine Ecology*, vol. 31, No. 1, pp. 125–147.
- Graco M., and others. (2017). The OMZ and nutrients features as a signature of interannual and low frequency variability off the Peruvian upwelling system. *Biogeosciences*, vol. 14, pp. 4601–4617. <https://doi.org/10.5194/bg-14-4601-2017>.
- Grupe, Benjamin M., and others (2015). Methane seep ecosystem functions and services from a recently discovered southern California seep. *Marine Ecology*, vol. 36, pp. 91–108.
- Harriague, Anabella Covazzi, and others (2019). Macrofaunal assemblages in canyon and adjacent slope of the NW and Central Mediterranean systems. *Progress in Oceanography*, vol. 171, pp. 38–48.
- Harris, Peter, and others (2014). Geomorphology of the oceans. *Marine Geology*, vol. 352. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2014.01.011>.
- Harris, Peter T., and Elaine K. Baker (2020). GeoHab atlas of seafloor geomorphic features and benthic habitats—synthesis and lessons learned. In *Seafloor Geomorphology as Benthic Habitat*, pp. 969–990. Elsevier.
- Helly, John J., and Lisa A. Levin (2004). Global distribution of naturally occurring marine hypoxia on continental margins. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 51, No. 9, pp. 1159–1168.
- Hidalgo, Pamela, and others (2005). Ontogenetic vertical distribution and diel migration of the copepod *Eucalanus inermis* in the oxygen minimum zone off northern Chile (20–21° S). *Journal of Plankton Research*, vol. 27, pp. 519–529.
- Hogg, Oliver T., and others (2016). Landscape mapping at sub-Antarctic South Georgia provides a protocol for underpinning large-scale marine protected areas. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 33163.

- Holland, L.P., and others (2019). *Genetic connectivity of deep-sea corals in the New Zealand region*. New Zealand Aquatic Environment & Biodiversity Report No. 245, Wellington.
- Horton, Tammy, and others (2017). Improving nomenclatural consistency: a decade of experience in the World Register of Marine Species. *European Journal of Taxonomy*, No. 389.
- Huang, Huai-Hsuan May, and others (2018). Benthic biotic response to climate changes over the last 700,000 years in a deep marginal sea: impacts of deoxygenation and the Mid-Brunhes Event. *Paleoceanography and Paleoclimatology*, vol. 33, No. 7, pp. 766–777.
- Huang, Huai-Hsuan May, and others (2019). Deep-sea ostracod faunal dynamics in a marginal sea: biotic response to oxygen variability and mid-Pleistocene global changes. *Paleobiology*, vol. 45, No. 1, pp. 85–97.
- Huang, Zhi, and others (2018). A conceptual surrogacy framework to evaluate the habitat potential of submarine canyons. *Progress in Oceanography*, vol. 169, pp. 199–213. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.11.007>.
- Hunter, William R., and others (2011). Epi-benthic megafaunal zonation across an oxygen minimum zone at the Indian continental margin. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 58, No. 6, pp. 699–710.
- Huvenne, V.A.I., and others (2016). Effectiveness of a deep-sea cold-water coral Marine Protected Area, following eight years of fisheries closure. *Biological Conservation*, vol. 200, pp. 60–69.
- Huvenne, V.A.I., and others (2018). ROVs and AUVs. In *Submarine Geomorphology*, pp. 93–108. Springer.
- Ingels, Jeroen, and others (2009). Nematode diversity and its relation to the quantity and quality of sedimentary organic matter in the deep Nazaré Canyon, Western Iberian Margin. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 56, No. 9, pp. 1521–1539.
- Ingels, Jeroen, and others (2011). Structural and functional diversity of Nematoda in relation with environmental variables in the Setúbal and Cascais canyons, Western Iberian Margin. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 58, Nos. 23–24, pp. 2354–2368.
- Ingels, Jeroen, and Ann Vanreusel (2013). The importance of different spatial scales in determining structural and functional characteristics of deep-sea infauna communities. *Biogeosciences*, vol. 10, No. 7, pp. 4547–4563.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019). Summary for Policymakers. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, H-O. Pörtner and others, eds.
- Ismail, Khaira, and others (2015). Objective automated classification technique for marine landscape mapping in submarine canyons. *Marine Geology*, vol. 362, pp. 17–32.
- Johnson, H. Paul, and others (2015). Analysis of bubble plume distributions to evaluate methane hydrate decomposition on the continental slope. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 16, No. 11, pp. 3825–3839.
- Jones, Daniel O.B., and others (2014). Global reductions in seafloor biomass in response to climate change. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 6, pp. 1861–1872.
- Keller, Aimee A., and others (2015). Occurrence of demersal fishes in relation to near-bottom oxygen levels within the California Current large marine ecosystem. *Fisheries Oceanography*, vol. 24, No. 2, pp. 162–176.
- Kelly, Noreen E., and others (2010). Biodiversity of the deep-sea continental margin bordering the Gulf of Maine (NW Atlantic): relationships among sub-regions and to shelf systems. *PLoS One*, vol. 5, No. 11, e13832.
- Kenchington, E.L., and others (2014). Limited depth zonation among bathyal epibenthic megafauna of the Gully submarine canyon, northwest Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 104, pp. 67–82.
- Kinlan, B.P., and others (2020). Predictive modeling of suitable habitat for deep-sea corals offshore the Northeast United States. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 158, <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2020.103229>.
- Kool, Johnathan T., and others (2015). Simulated larval connectivity among Australia's southwest submarine canyons. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 539, pp. 77–91.

- Kool, Johnathan T., and others (2013). Population connectivity: recent advances and new perspectives. *Landscape Ecology*, vol. 28, No. 2, pp. 165–185.
- Koslow, J. Anthony, and others (2011). Impact of declining intermediate-water oxygen on deepwater fishes in the California Current. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 436, pp. 207–218.
- Lastras, G., and others (2008). Geomorphology and sedimentary features in the Central Portuguese submarine canyons, Western Iberian margin. *Geomorphology*, vol. 103, No. 3, pp. 310–329.
- Lastras, G., and others (2016). Cold-Water Corals and Anthropogenic Impacts in La Fonera Submarine Canyon Head, Northwestern Mediterranean Sea. *PLoS One*, vol. 11, No. 5, pp. 1–36. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155729>.
- Leal, M.C., and others (2012). Trends in the discovery of new marine natural products from invertebrates over the last two decades – where and what are we bioprospecting. *PLoS One*, vol. 7, No. 1, art. e30580, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0030580>.
- Leduc, Daniel, and others (2014). Unusually high food availability in Kaikoura Canyon linked to distinct deep-sea nematode community. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 104, pp. 310–318.
- Leduc, Daniel, and others (2016). Limited differences among habitats in deep-sea macro-infaunal communities off New Zealand: implications for their vulnerability to anthropogenic disturbance. *Marine Ecology*, vol. 37, No. 4, pp. 845–866.
- Leduc, Daniel, and others (2018). *Quantifying the Transfer of Terrestrial Organic Matter into Two Contrasting New Zealand Submarine Canyon Systems Using Bulk and Compound-Specific Stable Isotopes*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24107.08482>.
- Levin, Lisa A. (2003). Oxygen minimum zone benthos: Adaptation and community response to hypoxia. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, vol. 41, pp. 1–45.
- _____ (2005). Ecology of cold seep sediments: interactions of fauna with flow, chemistry and microbes. In *Oceanography and Marine Biology*, pp. 11–56. CRC Press.
- _____ (2018). Manifestation, drivers, and emergence of open ocean deoxygenation. *Annual Review of Marine Science*, vol. 10, pp. 229–260.
- Levin, Lisa A., and Greg Rouse (2019). Giant Protists (Xenophyophores) Function as Fish Nurseries. *Ecology*. <https://doi.org/10.1002/ecy.2933>.
- Levin, Lisa A., and John D. Gage (1998). Relationships between oxygen, organic matter and the diversity of bathyal macrofauna. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 45, No.1–3, pp. 129–163.
- Levin, Lisa A., and Myriam Sibuet (2012). Understanding continental margin biodiversity: a new imperative. *Annual Review of Marine Science*, vol. 4, pp. 79–112.
- Levin, Lisa A., and Natalya D. Gallo (2019). Chapter 8.5: Continental margin benthic and demersal biota. In *Ocean Deoxygenation – Everyone’s Problem: Causes, Impacts, Consequences and Solutions*, D. Laffoley and J.M. Baxter, eds. Gland: IUCN.
- Levin, Lisa A., and others (2001). Environmental influences on regional deep-sea species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 32, No. 1, pp. 51–93.
- Levin, Lisa A., and others (2009). Oxygen and organic matter thresholds for benthic faunal activity on the Pakistan margin oxygen minimum zone (700–1100 m). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 56, Nos. 6–7, pp. 449–471.
- Levin, Lisa A., and others (2013). Macrofaunal colonization across the Indian Margin oxygen minimum zone. *Biogeosciences*, vol. 10, pp. 7161–77.
- Levin, Lisa A., and others (2015a). Biodiversity on the rocks: macrofauna inhabiting authigenic carbonate at Costa Rica methane seeps. *PLoS One*, vol. 10, No. 7, e0131080.
- Levin, Lisa A., and others (2015b). Comparative biogeochemistry-ecosystem-human interactions on dynamic continental margins. *Journal of Marine Systems*, vol. 141, pp. 3–17.
- Levin, Lisa A., and others (2016a). Defining “serious harm” to the marine environment in the context of deep-seabed mining. *Marine Policy*, vol. 74, pp. 245–259.

- Levin, Lisa A., and others (2016b). Hydrothermal vents and methane seeps: rethinking the sphere of influence. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 72.
- Levin, Lisa A., and others (2017). Methane seepage effects on biodiversity and biological traits of macrofauna inhabiting authigenic carbonates. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 137, pp. 26–41.
- Levin, Lisa A., and others (2019). Global observing needs in the deep ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 241. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00241>.
- Lo Iacono, Claudio, and others (2019). 15 Habitat Mapping of Cold-Water Corals in the Mediterranean Sea. In *Mediterranean Cold-Water Corals: Past, Present and Future: Understanding the Deep-Sea Realms of Coral*, Covadonga Orejas and Carlos Jiménez, eds., pp. 157–171. Cham, Switzerland: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-91608-8_15.
- Lowe, Michael R., and others (2018). Drivers of euphausiid distribution and abundance in the Northeast U.S. Shelf Large Marine Ecosystem. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 4, pp. 1280–95. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsx247>.
- Lu, Beiwei, and others (2003). Cross-shore separation of adult and juvenile euphausiids in a shelf-break alongshore current. *Progress in Oceanography*, vol. 57, No. 3, pp. 381–404. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(03\)00107-1](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(03)00107-1).
- Luna, Gian Marco, and others (2016). Dense water plumes modulate richness and productivity of deep sea microbes. *Environmental Microbiology*, vol. 18, No. 12, pp. 4537–4548.
- Maldonado, Manuel, and others (2015). Aggregated clumps of lithistid sponges: a singular, reef-like bathyal habitat with relevant paleontological connections. *PloS One*, vol. 10, No. 5, e0125378.
- Marsh, Leigh, and others (2018). Geomorphological evidence of large vertebrates interacting with the seafloor at abyssal depths in a region designated for deep-sea mining. *Royal Society Open Science*, vol. 5, No.8, 180286.
- Martín, Jacobo, and others (2014a). Impact of bottom trawling on deep-sea sediment properties along the flanks of a submarine canyon. *PloS One*, vol. 9, No. 8, e104536.
- Martín, Jacobo, and others (2014b). Trawling-induced daily sediment resuspension in the flank of a Mediterranean submarine canyon. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 104, pp. 174–183.
- Matos, F.L., and others (2018). Canyons pride and prejudice: Exploring the submarine canyon research landscape, a history of geographic and thematic bias. *Progress in Oceanography*, vol. 169, pp. 6–19.
- Mayer, Larry, and others (2018). The Nippon Foundation–GEBCO seabed 2030 project: The quest to see the world’s oceans completely mapped by 2030. *Geosciences*, vol. 8, No. 2, art. 63.
- McCormick, Lillian R., and others (2019). Vision is highly sensitive to oxygen availability in marine invertebrate larvae. *Journal of Experimental Biology*, vol. 222, No. 10, jeb200899.
- Mecho, A., and others (2020). Deep-sea litter in the Gulf of Cadiz (Northeastern Atlantic, Spain). *Marine Pollution Bulletin*, vol. 153, 110969. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.110969>.
- Menot, Lenaïck, and others (2010). New perceptions of continental margin biodiversity. *Life in the World’s Oceans: Diversity, Distribution, and Abundance, Edited by: McIntyre, AD79–103*.
- Merrie, Andrew, and others (2014). An ocean of surprises – trends in human use, unexpected dynamics and governance challenges in areas beyond national jurisdiction. *Global Environmental Change*, vol. 27, pp. 19–31.
- Metaxas, Anna, and others (2019). Hydrodynamic connectivity of habitats of deep-water corals in Corsair Canyon, Northwest Atlantic: a case for cross-boundary conservation. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 159.
- Morato, Telmo, and others. (2020). Climate-induced changes in the suitable habitat of cold-water corals and commercially important deep-sea fishes in the North Atlantic. *Global Change Biology*, vol. 26, pp. 2181–2202. <https://doi.org/10.1111/gcb.14996>.
- Muiños, Susana Bolhão, and others (2013). Deep-sea Fe-Mn Crusts from the Northeast Atlantic Ocean: Composition and Resource Considerations. *Marine Georesources & Geotechnology*, vol. 31, No. 1, pp. 40–70. <https://doi.org/10.1080/1064119X.2012.661215>.

- Narayanaswamy, Bhavani E., and others (2010). Deep-water macrofaunal diversity in the Faroe-Shetland region (NE Atlantic): a margin subject to an unusual thermal regime. *Marine Ecology*, vol. 31, No. 1, pp. 237–246.
- Netburn, Amanda N., and J. Anthony Koslow (2015). Dissolved oxygen as a constraint on daytime deep scattering layer depth in the southern California current ecosystem. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 104, pp. 149–158.
- Olsen, B.R., and others (2016). Environmental challenges related to offshore mining and gas hydrate extraction. *Miljødirektoratet. Rapport M-532*.
- Pabis, Krzysztof, and others (2019). Natural and anthropogenic factors influencing abundance of the benthic macrofauna along the shelf and slope of the Gulf of Guinea, a large marine ecosystem off West Africa. *Oceanologia*.
- Papale, Maria, and others (2018). Heavy-metal resistant microorganisms in sediments from submarine canyons and the adjacent continental slope in the northeastern Ligurian margin (Western Mediterranean Sea). *Progress in Oceanography*, vol. 168, pp. 155–168.
- Paradis, Sarah, and others (2018a). Enhancement of sedimentation rates in the Foix Canyon after the renewal of trawling fleets in the early XXIst century. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 132, pp. 51–59.
- Paradis, Sarah, and others (2018b). Spatial distribution of sedimentation-rate increases in Blanes Canyon caused by technification of bottom trawling fleet. *Progress in Oceanography*, vol. 169, pp. 241–252.
- Pearman, T.R.R., and others (2020). Improving the predictive capability of benthic species distribution models by incorporating oceanographic data – towards holistic ecological modelling of a submarine canyon. *Progress in Oceanography*, vol. 184, art. 102338.
- Pham, Christopher K., and others (2014). Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PloS One*, vol. 9, No. 4, e95839.
- Phrampus, Benjamin J., and Matthew J. Hornbach (2012). Recent changes to the Gulf Stream causing widespread gas hydrate destabilization. *Nature*, vol. 490, No. 7421, p. 527.
- Pierdomenico, M. and others (2019). Megafauna distribution along active submarine canyons of the central Mediterranean: relationships with environmental variables. *Progress in Oceanography*, vol. 171, pp. 49–69.
- Pierdomenico, M. and others (2015). Sedimentary facies, geomorphic features and habitat distribution at the Hudson Canyon head from AUV multibeam data. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 121, pp. 112–125.
- Pizarro-Koch, M., and others (2018). Seasonal variability of the southern tip of the Oxygen Minimum Zone in the Eastern South Pacific (30°–38°S): A modeling study. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 124, pp. 8574–8604. <https://doi.org/10.1029/2019JC015201>.
- Priede, Imants G., and others (2010). Deep-sea demersal fish species richness in the Porcupine Seabight, NE Atlantic Ocean: global and regional patterns. *Marine Ecology*, vol. 31, No. 1, pp. 247–260.
- Puig, Pere, and others (2014). Contemporary sediment-transport processes in submarine canyons. *Annual Review of Marine Science*, vol. 6, pp. 53–77.
- Pusceddu, Antonio, and others (2014). Chronic and intensive bottom trawling impairs deep-sea biodiversity and ecosystem functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 24, pp. 8861–8866.
- Quattrini, Andrea M., and others (2015). Exploration of the canyon-incised continental margin of the northeastern United States reveals dynamic habitats and diverse communities. *PLoS One*, vol. 10, No. 10, e0139904.
- Ramirez-Llodra, Eva, and others (2015). Submarine and deep-sea mine tailing placements: a review of current practices, environmental issues, natural analogs and knowledge gaps in Norway and internationally. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 97, No. 1, pp. 13–35. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.062>.

- Rastelli, Eugenio, and others (2018). Rapid response of benthic deep-sea microbes (viruses and prokaryotes) to an intense dense shelf water cascading event in a submarine canyon of the NW Mediterranean Sea. *Progress in Oceanography*, vol. 168, pp. 35–42.
- Rathburn, A.E., and others (2009). Geological and biological heterogeneity of the Aleutian margin (1965–4822 m). *Progress in Oceanography*, vol. 80, Nos. 1–2, pp. 22–50.
- Reed, John K., and others (2007). Impacts of bottom trawling on a deep-water *Oculina* coral ecosystem off Florida. *Bulletin of Marine Science*, vol. 81, No. 3, pp. 481–496.
- Reichelt-Brushett, Amanda (2012). Risk assessment and ecotoxicology: limitations and recommendations for ocean disposal of mine waste in the coral triangle. *Oceanography*, vol. 25, No. 4, pp. 40–51.
- Rex, Michael A., and Gilbert T. Rowe (1983). Geographic patterns of species diversity in the deep-sea benthos. In *The Sea*, pp. 453–472. New York: Wiley.
- Rex, Michael A., and Ron J. Etter (2010). *Deep-Sea Biodiversity: Pattern and Scale*. Cambridge: Harvard University Press.
- Riedel, Michael, and others (2018). Distributed natural gas venting offshore along the Cascadia margin. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, pp. 1–14.
- Rosli, Norliana, and others (2016). Differences in meiofauna communities with sediment depth are greater than habitat effects on the New Zealand continental margin: implications for vulnerability to anthropogenic disturbance. *PeerJ*, vol. 4, e2154.
- Ross, Rebecca E., and others (2019). Combining distribution and dispersal models to identify a particularly vulnerable marine ecosystem. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 574. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00574>.
- Ross, Steve W., and others (2015). Demersal fish distribution and habitat use within and near Baltimore and Norfolk Canyons, US middle Atlantic slope. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 103, pp. 137–154.
- Rowden, Ashley A., and others (2016). Habitat differences in deep-sea megafaunal communities off New Zealand: implications for vulnerability to anthropogenic disturbance and management. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 241.
- Salvadó, Joan A., and others (2017). Transfer of lipid molecules and polycyclic aromatic hydrocarbons to open marine waters by dense water cascading events. *Progress in Oceanography*, vol. 159, pp. 178–194.
- Salvadó, Joan A., and others (2019). Influence of deep water formation by open-sea convection on the transport of low hydrophobicity organic pollutants in the NW Mediterranean Sea. *Science of the Total Environment*, vol. 647, pp. 597–605.
- Salvatteci, Renato, and others (2019). Fish debris in sediments from the last 25 kyr in the Humboldt Current reveal the role of productivity and oxygen on small pelagic fishes. *Progress in Oceanography*, vol. 176, art. 102114. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.05.006>.
- Santora, Jarrod A., and others (2018). Submarine canyons represent an essential habitat network for krill hotspots in a Large Marine Ecosystem. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 7579. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-25742-9>.
- Sardà, F., and others (2009). Relationship between environment and the occurrence of the deep-water rose shrimp *Aristeus antennatus* (Risso, 1816) in the Blanes submarine canyon (NW Mediterranean). *Progress in Oceanography*, vol. 82, No. 4, pp. 227–238.
- Sato, Kirk N., and others (2018). Response of sea urchin fitness traits to environmental gradients across the southern California oxygen minimum zone. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 258.
- Schimmelmann, Arndt, and others (2016). Varves in marine sediments: a review. *Earth-Science Reviews*, vol. 159, pp. 215–246.
- Seabrook, Sarah, and others (2019). Flipping for Food: The use of a methane seep by Tanner Crabs (*Chionoecetes tanneri*). *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 43.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2009). COP 12 Decision XII/22. Marine and coastal biodiversity: ecologically or biologically significant marine areas (EBSAs). www.cbd.int/decision/cop/?id=13385.

- Seibel, Brad A., and others (2016). Hypoxia tolerance and metabolic suppression in oxygen minimum zone euphausiids: implications for ocean deoxygenation and biogeochemical cycles. *Integrative and Comparative Biology*, vol. 56, No. 4, pp. 510–523.
- Seibel, Brad A., and others (2018). Metabolic suppression in the pelagic crab, *Pleuroncodes planipes*, in oxygen minimum zones. *Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology*, vol. 224, pp. 88–97.
- Sellanes, Javier, and others (2010). Diversity patterns along and across the Chilean margin: a continental slope encompassing oxygen gradients and methane seep benthic habitats. *Marine Ecology*, vol. 31, No. 1, pp. 111–124.
- Sellanes, Javier, and others (2008). Megafauna community structure and trophic relationships at the recently discovered Concepción Methane Seep Area, Chile, 36 S. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 65, No. 7, pp. 1102–1111.
- Sen, Arunima, and others (2019). Atypical biological features of a new cold seep site on the Lofoten-Vesterålen continental margin (northern Norway). *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 1762.
- Serrano, A., and others (2017). Deep-sea benthic habitats modeling and mapping in a NE Atlantic seamount (Galicia Bank) *Deep-sea Research Part 1*, vol. 126, pp. 115–127
- Sinniger, Frédéric, and others (2016). Worldwide analysis of sedimentary DNA reveals major gaps in taxonomic knowledge of deep-sea benthos. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 92.
- Sion, Letizia, and others (2019). Does the Bari Canyon (Central Mediterranean) influence the fish distribution and abundance? *Progress in Oceanography*, vol. 170, pp. 81–92.
- Skarke, Adam, and others (2014). Widespread methane leakage from the sea floor on the northern US Atlantic margin. *Nature Geoscience*, vol. 7, No. 9, p. 657.
- Skropeta, D., and L. Wei (2014). Recent advances in deep-sea natural products. *Natural Product Reports*, vol. 31, pp. 999–1025. <https://doi.org/10.1039/C3NP70118B>.
- Smith, Craig R., and others (2000). Variations in bioturbation across the oxygen minimum zone in the northwest Arabian Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 47, Nos. 1–2, pp. 227–257.
- Soldatou, Sylvia, and Bill J. Baker (2017). Cold-water marine natural products, 2006 to 2016. *Natural Product Reports*, vol. 34, pp. 585–626. <https://doi.org/10.1039/C6NP00127K>.
- Sperling, Erik A., and others (2013). Oxygen, ecology, and the Cambrian radiation of animals. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. 33, pp. 13446–13451.
- Sperling, Erik A., and others (2016). Biodiversity response to natural gradients of multiple stressors on continental margins. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 283, No. 1829, 20160637.
- Stramma, Lothar, and others (2008). Expanding oxygen-minimum zones in the tropical oceans. *Science*, vol. 320, No. 5876, pp. 655–658.
- Stramma, Lothar, and others (2010). Ocean oxygen minima expansions and their biological impacts. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 57, No. 4, pp. 587–595.
- Sweetman, Andrew K., and others (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, No. 4.
- Tamburrino, Stella, and others (2019). Pathways of inorganic and organic contaminants from land to deep sea: the case study of the Gulf of Cagliari (W Tyrrhenian Sea). *Science of the Total Environment*, vol. 647, pp. 334–341.
- Taviani, Marco, and others (2019). U/Th dating records of cold-water coral colonization in submarine canyons and adjacent sectors of the southern Adriatic Sea since the Last Glacial Maximum. *Progress in Oceanography*, vol. 175.
- Taylor, M.L., and others (2016). Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 33997.
- Taylor, J.R., and others (2014). Physiological effects of environmental acidification in the deep-sea urchin *Strongylocentrotus fragilis*. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 5, pp. 1413–1423.

- Teixeira, Manuel, and others (2019). Interaction of along slope and downslope processes in the Alentejo Margin (SW Iberia) – Implications on slope stability. *Marine Geology*, vol. 410, pp. 88–108. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2018.12.011>.
- Treude, Tina, and others (2011). Elasmobranch egg capsules associated with modern and ancient cold seeps: a nursery for marine deep-water predators. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 437, pp. 175–181.
- Trueman, C.N., and others (2014). Trophic interactions of fish communities at midwater depths enhance long-term carbon storage and benthic production on continental slopes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 281, No. 1787, 20140669.
- Tubau, Xavier, and others (2015). Marine litter on the floor of deep submarine canyons of the Northwestern Mediterranean Sea: the role of hydrodynamic processes. *Progress in Oceanography*, vol. 134, pp. 379–403.
- Tutasi, Pritha, and Ruben Escribano (2020). Zooplankton diel vertical migration and downward C flux into the oxygen minimum zone in the highly productive upwelling region off northern Chile. *Biogeosciences*, vol. 17, pp. 455–473.
- United Nations (2017a). Chapter 36F: Open ocean deep sea. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Chapter 51: Biological communities on seamounts and other submarine features potentially threatened by disturbance. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Van den Beld, I.M., and others (2017). Cold-water coral habitats in submarine canyons of the Bay of Biscay. *Frontiers in Marine Science*, vol. 7, art. 118, <https://doi.org/10.3389/fmars.2017.00118>.
- Vare, Lindsay L., and others (2018). Scientific considerations for the assessment and management of mine tailings disposal in the deep sea. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 17.
- Vieira, Rui P., and others (2015). Lost fishing gear and litter at Gorringer Bank (NE Atlantic). *Journal of Sea Research*, vol. 100, pp. 91–98.
- Vieira, Rui P., and others (2019). Deep-water fisheries along the British Isles continental slopes: status, ecosystem effects and future perspectives. *Journal of Fish Biology*.
- Wei, Chih-Lin, and others (2010). Bathymetric zonation of deep-sea macrofauna in relation to export of surface phytoplankton production. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 399, pp. 1–14.
- Winder, Priscilla L., and others (2011). Natural Products from the Lithistida: A Review of the Literature since 2000. *Marine Drugs*, vol. 9, pp. 2643–2682; <https://doi.org/10.3390/md9122643>.
- Wishner, Karen F., and others (1995). Pelagic and benthic ecology of the lower interface of the Eastern Tropical Pacific oxygen minimum zone. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 42, No. 1, pp. 93–115.
- Wishner, Karen F., and others (2008). Vertical zonation and distributions of calanoid copepods through the lower oxycline of the Arabian Sea oxygen minimum zone. *Progress in Oceanography*, vol. 78, No. 2, pp. 163–191.
- Wishner, Karen F., and others (2013). Zooplankton in the eastern tropical north Pacific: boundary effects of oxygen minimum zone expansion. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 79, pp. 122–140.
- Wishner, Karen F., and others (2018). Ocean deoxygenation and zooplankton: Very small oxygen differences matter. *Science Advances*, vol. 4, No. 12, eaau5180.
- Wishner, Karen F., and others (2000). Living in suboxia: ecology of an Arabian Sea oxygen minimum zone copepod. *Limnology and Oceanography*, vol. 45, No. 7, pp. 1576–1593.
- Woodall, Lucy C., and others (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, vol. 1, No. 4, 140317.

- Woodall, Lucy C., and others (2015). Deep-sea litter: a comparison of seamounts, banks and a ridge in the Atlantic and Indian Oceans reveals both environmental and anthropogenic factors impact accumulation and composition. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 3.
- Woulds, Clare, and others (2007). Oxygen as a control on sea floor biological communities and their roles in sedimentary carbon cycling. *Limnology and Oceanography*, vol. 52, No. 4, pp. 1698–1709.
- Woulds, Clare, and others (2009). The short-term fate of organic carbon in marine sediments: comparing the Pakistan margin to other regions. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 56, Nos. 6–7, pp. 393–402.
- Wright, Amy E., and others (2017). Analogues of the potent antitumor compound Leiodermatolide from a deep-water sponge of the genus *Leiodermatium*. *Journal of Natural Products*, vol. 80, pp. 735–73, <https://doi.org/10.1021/acs.jnatprod.6b01140>.
- Yasuhara, Moriaki (2018). Marine biodiversity in space and time: what tiny fossils tell. *Métode Science Studies Journal-Annual Review*, No. 9.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2008). Abrupt climate change and collapse of deep-sea ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 105, No. 5, pp. 1556–1560.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2014). Response of deep-sea biodiversity to abrupt deglacial and Holocene climate changes in the North Atlantic Ocean. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 23, No. 9, pp. 957–967.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2016). Biodiversity–ecosystem functioning relationships in long-term time series and palaeoecological records: deep sea as a test bed. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 371, No. 1694, 20150282.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2017). Combining marine macroecology and palaeoecology in understanding biodiversity: microfossils as a model. *Biological Reviews*, vol. 92, No. 1, pp. 199–215.
- Yasuhara, Moriaki, and Thomas M. Cronin (2008). Climatic influences on deep-sea ostracode (Crustacea) diversity for the last three million years. *Ecology*, vol. 89, No. sp. 11, pp. S53–S65.
- Yasuhara, Moriaki, and Roberto Danovaro (2016). Temperature impacts on deep-sea biodiversity. *Biological Reviews*, vol. 91, No. 2, pp. 275–287.
- Yool, Andrew, and others (2017). Big in the benthos: Future change of seafloor community biomass in a global, body size-resolved model. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 9, pp. 3554–3566.
- Zeng, Cong and others (2017). Population genetic structure and connectivity of deep-sea stony corals (Order Scleractinia) in the New Zealand region: Implications for the conservation and management of vulnerable marine ecosystems. *Evolutionary Applications*, vol. 10, No. 10, pp. 1040–1054.
- Zeng, Cong and others (2019). The use of spatially explicit genetic variation data from four deep-sea sponges to inform the protection of Vulnerable Marine Ecosystems. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 5482.

Chapitre 7K

Glace

des hautes

latitudes

Constitutrices et contributeurs : Grant R. Bigg (organisateur de l'équipe de rédaction), Maurizio Azzaro, Karen Evans (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Huw Griffiths et Moriaki Yasuhara.

Principales observations

- Les habitats glaciaires des hautes latitudes sont caractérisés par une diminution importante, mais géographiquement variable, de l'étendue de la glace de mer, causée par les changements climatiques.
- La perte d'habitat de la glace de mer arctique et de plateformes glaciaires de l'Antarctique permet l'expansion d'espèces pélagiques et benthiques dans les nouveaux environnements d'eau libre.
- De manière générale, cependant, de nombreuses espèces dépendantes de la glace voient leur abondance diminuer et leur répartition géographique pourrait également se réduire, en particulier dans l'Arctique.
- La diminution de la superficie de la banquise dans l'Arctique offre des possibilités accrues pour de nombreuses activités humaines telles que la pêche, la navigation et l'exploration des hydrocarbures, ce qui a des répercussions positives sur plusieurs objectifs de développement durable¹.
- Toutefois, bon nombre de ces activités resteront provisoirement marginales, car l'Arctique ne devrait être libre de glace de façon saisonnière que plus tard au XXI^e siècle.
- Cependant, avec le recul de la banquise, les populations locales verront leurs opportunités de pratiquer la chasse de subsistance se réduire.

1. Introduction

Le présent sous-chapitre contient une actualisation du chapitre 46 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a). Il élargit également l'étude des environnements de la glace de mer des hautes latitudes en y incluant des considérations sur les habitats associés aux icebergs et aux plateformes de glace. Ce sous-chapitre recoupe des aspects de la biodiversité des hautes latitudes dont il est question dans de nombreux sous-chapitres du chapitre 6 de la présente Évaluation. Toutefois, dans le présent sous-chapitre, l'accent est mis sur l'utilisation des habitats de la banquise et sur les interactions entre les organismes au sein de ces habitats. En outre, comme la glace des hautes latitudes est, intrinsèquement, un habitat tant côtier qu'océanique, elle interagit avec plusieurs autres habitats couverts au chapitre 7, tels que les habitats benthiques, océaniques et côtiers.

Dans la première Évaluation (Nations Unies, 2017b), l'état de référence pour la discussion sur les habitats glaciaires des hautes latitudes était un changement massif et rapide. Ce degré de changement est, dans une certaine

mesure, propre à l'habitat lui-même, qui connaît de fortes fluctuations saisonnières entre une couverture de glace minimale en plein été et une couverture de glace maximale à la fin de l'hiver. Cependant, l'habitat moyen de la banquise évoluait lui-même de façon spectaculaire, avec une diminution rapide de l'étendue, de l'épaisseur et de l'âge moyen de la banquise dans l'Arctique. Dans l'océan Austral, l'évolution de l'habitat de la banquise a été moins notable, bien que plusieurs plateformes de glace de la péninsule Antarctique se soient effondrées au cours des dernières décennies (Vaughan et al., 2013). Ces modifications des habitats ont provoqué des réactions secondaires dans les écosystèmes associés (Nations Unies, 2017b). On a constaté que des espèces marines et terrestres emblématiques, adaptées à l'habitat des glaces de mer, comme les ours polaires, les narvals, les phoques et divers oiseaux de mer, étaient en déclin tant en termes d'abondance que de répartition géographique. Des études ont montré que les algues de glace jouent un rôle extrêmement important dans la production primaire de ces habitats. D'autre part, l'expansion des

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

environnements de pleine mer a entraîné une hausse des floraisons phytoplanctoniques. Ces deux changements ont entraîné une modification de la base de la chaîne alimentaire dans les hautes altitudes. De manière générale, l'expansion des environnements océaniques de pleine mer avait pour effet une hausse concomitante de l'abondance et de la distribution géographique des espèces de haute mer. Dans l'océan Austral, il restait à déterminer si les changements survenus dans les habitats de la banquise avaient des répercussions sur

les espèces clés, en particulier les populations de krill.

Si les importantes avancées réalisées dans la compréhension des sciences biologiques marines polaires (Robinson, 2009; Stoddart, 2010) au cours de l'Année polaire internationale (2007-2008) ont permis d'enrichir la première Évaluation d'informations inédites, les progrès réalisés pour rassembler les connaissances disponibles pour la deuxième Évaluation mondiale de l'océan sont le fruit de diverses initiatives de moindre envergure.

2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020

Le principal enseignement concernant l'état environnemental de l'habitat glaciaire des hautes latitudes est que le changement précédemment constaté s'est poursuivi depuis la première Évaluation (figure I; voir également chap. 5 de la présente Évaluation). Les plus grandes avancées en matière de connaissances, de capacités et de détermination de tendances sont largement associées à des programmes nationaux et internationaux tels que l'expédition du Multidisciplinary Drifting Observatory for the Study of Arctic Climate (Observatoire pluridisciplinaire dérivant pour l'étude du climat arctique, MOSAiC) et l'Antarctic Circumnavigation Expedition (Expédition de circumnavigation antarctique), et à des organisations internationales actives de longue date, comme le Conseil de l'Arctique et la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique. Des bilans annuels et réguliers de l'évolution de l'Arctique (portant notamment sur l'évolution des habitats glaciaires) sont publiés par divers États. On peut par exemple citer à cet égard le Arctic Report Card (« Bulletin de l'Arctique ») de la National Oceanic and Atmospheric Administration des États-Unis (Richter-Menge et al., 2019) et le Rapport 2019 sur l'état de l'océan Arctique de Pêches et Océans Canada (Niemi et al., 2019). D'autres bilans sont produits régulièrement par des comités internationaux tels que le « State of Arctic Science Report »

(« Rapport scientifique sur l'état de l'Arctique ») du Comité scientifique international de l'Arctique (2020) et du Comité scientifique pour les recherches antarctiques (2020). Des bilans d'ordre plus global, intégrant eux aussi l'évolution de l'habitat glaciaire, sont publiés par l'American Meteorological Society (Société météorologique des États-Unis) (Blunden and Arndt, 2019). Le Conseil de l'Arctique a produit des bilans sur 25 ans portant sur l'évolution de la cryosphère [Programme de surveillance et d'évaluation de l'Arctique (AMAP), 2017] et de la biodiversité [Programme de conservation de la faune et de la flore arctiques (CAFF), 2017] dans tout l'Arctique.

2.1. Habitats de la banquise

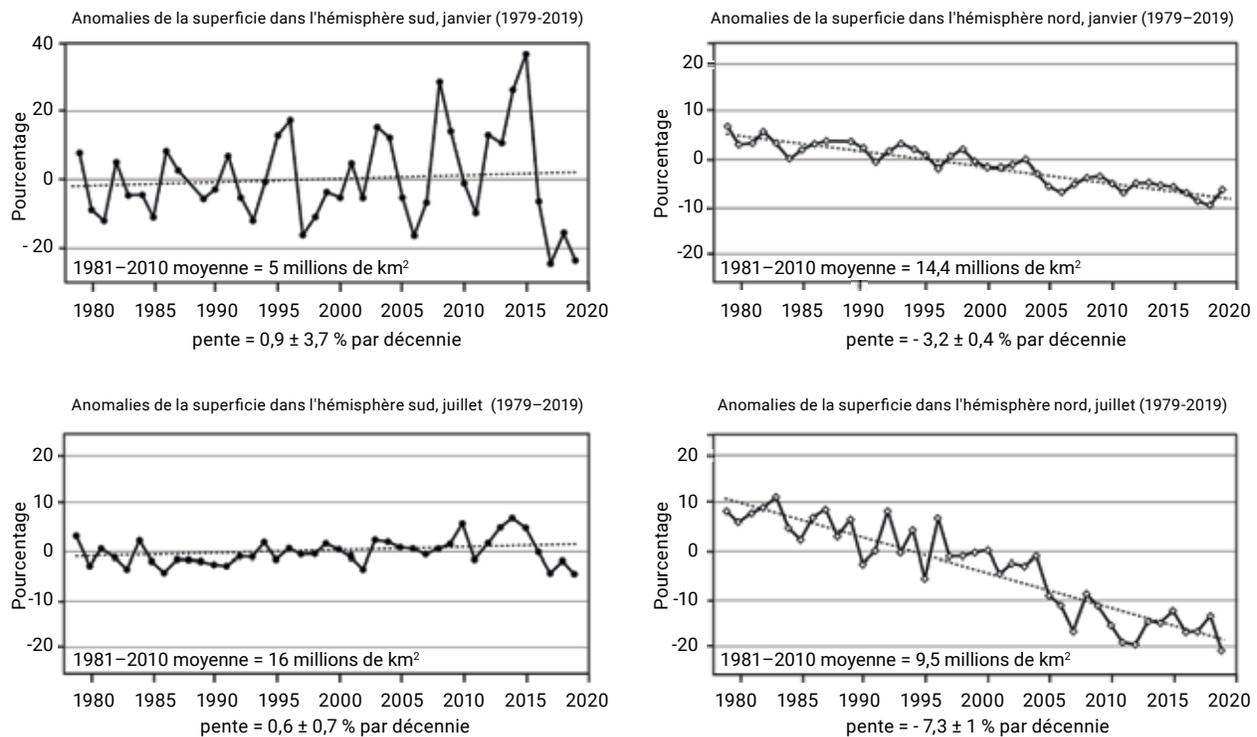
Dans l'Arctique, on a assisté à une réduction continue et à long terme de la superficie de la banquise (voir également chap. 5), en été comme en hiver. L'étendue estivale de la banquise arctique a atteint une nouvelle position moyenne, plus réduite, bien que cela puisse n'être que temporaire (Vaughan et al., 2013). Ce nouveau minimum s'applique également à l'épaisseur de la banquise, réduite par la perte, depuis 2007, d'un important volume de glace pluriannuelle, et par le maintien de cette réduction au cours des années suivantes (Serreze et Meier, 2019). Il convient de noter que, si l'on assiste à un déclin général de la banquise

arctique, le secteur Pacifique de l'Arctique perd sa glace beaucoup plus rapidement que les autres secteurs, y compris par rapport à l'archipel arctique canadien (voir figure X du chapitre 5).

Dans l'océan Austral, malgré une forte variabilité interannuelle, similaire à celle constatée dans la première Évaluation, on n'observe pas à long terme de modification significative de l'étendue de la banquise, que ce soit en été ou en hiver (figure I; voir également chap. 5).

Cependant, entre 2017 et 2019, les niveaux de janvier (minimum) ont été à chaque fois inférieurs aux niveaux enregistrés depuis le début des enregistrements par satellite, en 1979, cette tendance étant particulièrement prononcée dans les zones habituellement recouvertes par la banquise, comme la mer de Weddell et la mer d'Amundsen. Cela pourrait être une conséquence du réchauffement océanographique récemment survenu dans l'océan Austral (Meehl et al., 2019).

Figure I
Évolution de la superficie de la banquise en été et en hiver pour les régions polaires de l'hémisphère nord et de l'hémisphère sud depuis le début de l'imagerie satellitaire, en 1979



Sources : Fetterer et al., 2017; indice de glace de mer du Centre national de données sur la neige et la glace (États-Unis), disponible à l'adresse https://nsidc.org/data/seaice_index/compare_trends, qui fournit des informations quotidiennes et mensuelles sur la superficie de la banquise de l'Arctique et de l'Antarctique et sur son évolution.

Note : La pente de la ligne de tendance est indiquée pour chaque graphique. Les tendances dans l'hémisphère nord sont statistiquement significatives au niveau 0,01, tandis que les tendances de l'hémisphère sud ne sont pas significatives.

La rapidité de l'évolution de l'environnement physique, outre la relative inaccessibilité des océans polaires, signifie que les études se sont largement concentrées sur les scénarios liés aux changements climatiques (voir également

chap. 5), en particulier à la base du système trophique, plutôt que sur la mise en évidence de l'évolution historique. Les quelques études portant sur les biocénoses de la saumure de banquise suggèrent que celles-ci n'ont pas

encore connu d'évolution due à la hausse de la concentration de CO₂ ou à la baisse du pH (McMinn et al., 2017). Cependant, la productivité du phytoplancton sous la banquise s'est avérée étonnamment élevée (Arrigo et al., 2012). De tels changements pourraient exercer une influence positive sur les organismes benthiques et de haute mer en augmentant les apports alimentaires en carbone organique particulaire aux niveaux trophiques inférieurs (Oxtoby et al., 2017; Yasuhara et al., 2012; Xu et al., 2018). Il a d'autre part été constaté que les diatomées vivant à l'intérieur de la banquise au nord-est du plateau des Tchouktches contribuent à la production sous la glace pendant l'hiver (Koch et al., 2020).

L'incidence de la réduction de la banquise arctique sur les populations de mammifères marins et d'oiseaux de mer varie en fonction des espèces et dépend du degré de dépendance de chaque espèce à l'habitat de la banquise. S'il a été noté que la mouette blanche (*Pagophila eburnea*) utilise la zone de glace marginale de l'Arctique et la mer ouverte proche, Gilg et al. (2016) ont constaté qu'environ 80 % des espèces d'oiseaux de mer recherchent de la nourriture dans la banquise à forte concentration en glace, laquelle se fait de plus en plus rare. Cette variabilité dans l'utilisation de l'habitat glaciaire pourrait indiquer une capacité d'adaptation dans un contexte de changements climatiques. La réduction de la banquise arctique a entraîné un déclin général d'environ 10 % du nombre d'oiseaux de mer dans la mer de Béring (Renner et al., 2016). Certaines observations suggèrent qu'au fur et à mesure que l'habitat de leurs proies évoluent, certaines espèces telles que le bélouga (*Delphinapterus leucas*) exploitent une plus large gamme d'habitats marins qu'auparavant (Hauser et al., 2018) et font généralement preuve d'une souplesse dans leur réaction alimentaire face aux changements environnementaux (O'Corry-Crowe et al., 2016). En revanche, la réduction de la banquise a entraîné une diminution de l'abondance du phoque annelé (*Pusa hispida*) dans la baie d'Hudson (Ferguson et al., 2017), et son aire de répartition dans l'archipel de Svalbard s'est également contractée, ce qui entraîne une importante réduction du chevauchement de ses aires de répartition dans

ces îles avec celles du principal prédateur de l'Arctique, l'ours polaire (*Ursus maritimus*). De ce fait, on observe que les ours polaires se nourrissent de plus en plus régulièrement d'oiseaux nichant au sol (Hamilton et al., 2017) et de carcasses de baleines (Pagano et al., 2020), ce qui induit une augmentation de leurs dépenses énergétiques. En Antarctique, il a été démontré que le réchauffement rapide entraîne un déplacement des populations de krill (*Euphausia superba*) en direction du sud, ainsi qu'une diminution de leur densité mais une augmentation de la longueur de chaque individu (Atkinson et al., 2019). Hückstädt et al. (2020) suggèrent que cela pourrait avoir des incidences négatives pour les espèces dépendantes du krill, comme le phoque crabier (*Lobodon carcinophaga*).

2.2. Habitats des plateformes de glace et des icebergs

Les habitats glaciaires des plateformes de glace et des icebergs s'étendent jusqu'à des centaines de mètres sous la surface de l'océan, ce qui signifie que leur empreinte marine est très différente de celle de la banquise, tant en ce qui concerne l'influence qu'ils exercent sur l'océan environnant que le type d'habitat offert par leurs surfaces subaériennes et sous-marines. Les plateformes de glace constituent des sites de reproduction stables offrant un accès direct à l'océan lorsque l'épaisseur de leur front le permet. Elles ont été utilisées par des espèces qui dépendent d'elles pour se reproduire pendant de nombreuses années, comme le manchot empereur (*Aptenodytes forsteri*) (Wienecke, 2012; Fretwell et al., 2014). Les surfaces subaériennes des plateformes glaciaires fournissent des habitats pour les tapis microbiens, en particulier là où sont présents des sédiments éoliens ou entraînés par les glaciers (Mueller et al., 2006), jouant ainsi un rôle de vecteur pour le transport sur de longues distances des organismes (Cefarelli et al., 2016). Cependant, ce sont les environnements sombres, sous les plateformes de glace, qui fournissent les habitats les plus étonnamment diversifiés. La plupart d'entre eux font partie du benthos, auquel les matériaux provenant des plateformes de

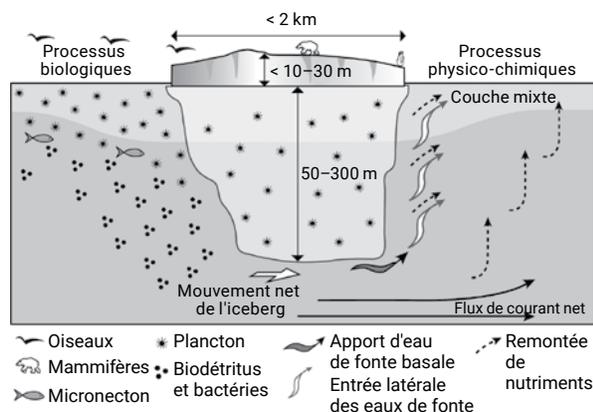
glace peuvent fournir des nutriments (Hawes et al., 2018), favorisant l'activité microbienne (Vick-Majors et al., 2016) et l'implantation de diverses espèces de la méiofaune (Pawłowski et al., 2005; Ingole et Singh, 2010). Certains organismes utilisent plus directement la surface sous-marine de la plateforme de glace. Il s'agit notamment de *Pagothenia borchgrevinki*, qui se nourrit de proies le long de la surface de la glace (Gutt, 2002), et de l'anémone de mer *Edwardsiella andrillae*, qui utilise la surface de la glace comme substrat de soutien (Daly et al., 2013; Murray et al., 2016). La désagrégation des plateformes de glace dans l'Arctique et dans l'Antarctique a causé des pertes régionales de cet environnement sombre et unique, mais une importante biodiversité s'est répandue dans les régions nouvellement exposées aux apports de surface, ce qui a entraîné une réduction importante du carbone (Barnes et al., 2018).

La taille des icebergs varie fortement, allant de fractures flottantes détachées des plateformes de glace (en particulier, mais pas exclusivement, en Antarctique) à des fragments de glace de quelques dizaines de mètres détachés du front de vêlage d'un glacier côtier. En tant qu'écosystèmes, leur contribution marine est donc elle aussi très variable. Les plus gros sont en fait des morceaux de plateformes de glace partis à la dérive, ayant la capacité d'accueillir d'importants sites de nidification et d'alimentation pour les oiseaux de mer, tant en Antarctique (Ruhl et al., 2011; Joiris, 2018) qu'en Arctique. Dans cette dernière région, la mouette blanche (Nachtsheim et al., 2016) et la mouette tridactyle (*Rissa tridactyla*; Joiris, 2018) sont présentes en grand nombre sur des icebergs de tailles diverses et autour d'eux. On a émis l'hypothèse que, dans le passé, le mouvement d'icebergs géants en Antarctique pourrait avoir contribué à la dispersion du manchot Adélie (*Pygoscelis adeliae*), transporté sur ces blocs de glace (Shepherd et al., 2005). Ces grands icebergs peuvent également avoir des incidences négatives sur les écosystèmes. Si un iceberg géant s'échoue pendant un long moment au large d'une colonie de manchots préexistante, sa présence (qui encourage notamment la propagation de la banquise côtière aux alentours) peut empêcher le passage de

certains oiseaux, interdisant ainsi l'accès aux sites d'alimentation, ce qui peut provoquer une mortalité considérable des poussins (Kooyman et al., 2007; Wilson et al., 2016). En outre, l'échouage et le récurage des sédiments du fond de la mer par les grands icebergs constituent une perturbation physique aux incidences graves pour les organismes benthiques (Kaiser et al., 2013; Yasuhara et al., 2007). Dans les zones où le passage des icebergs est fréquent, comme c'est le cas pour de vastes étendues le long des côtes de l'Antarctique et du Groenland (Bigg, 2015), jusqu'à 30 % des fonds marins peuvent être perturbés au cours d'une année, et jusqu'aux deux tiers de la faune benthique de cette zone peuvent disparaître (Barnes, 2017). Le temps de rétablissement de l'écosystème pouvant être de plusieurs années, cette destruction pourrait entraîner une perte importante à court terme de la capacité de ces zones à jouer le rôle de réservoir de carbone, en particulier dans les mers peu profondes (Barnes et al., 2018).

La fonte des icebergs permet l'apport dans l'eau de nutriments et d'oligoéléments retenus dans ou sur la glace. Il se crée ainsi localement un écosystème distinct et productif (Smith et al., 2007; Smith et al., 2013). La fonte de l'iceberg suscite une remontée de volutes relativement frais, ce qui favorise l'apport de nutriments dans les eaux de surface (figure II), ayant parfois des teneurs en chlorophylle de 4 à 10 fois supérieures à la concentration habituelle. Concomitamment, on observe près des icebergs une forte population bactérienne, dont la composition diffère de celle des eaux non perturbées à proximité (Kaufmann et al., 2011; Dinasquet et al., 2017). Plus loin, l'augmentation de la teneur en nutriments autour de l'iceberg (Helly et al., 2011), ainsi que de la teneur en fer (Raiswell et al., 2008; De Jong et al., 2015) et en silice (Hawkings et al., 2017), due à la libération des débris englacés au cours de la fonte, entraîne une augmentation de la concentration du phytoplancton (Vernet et al., 2011), ce qui peut avoir un impact sur la séquestration du carbone (Cefarelli et al., 2016; Duprat et al., 2016).

Figure II
Écosystème arctique et antarctique
sur un iceberg et aux alentours



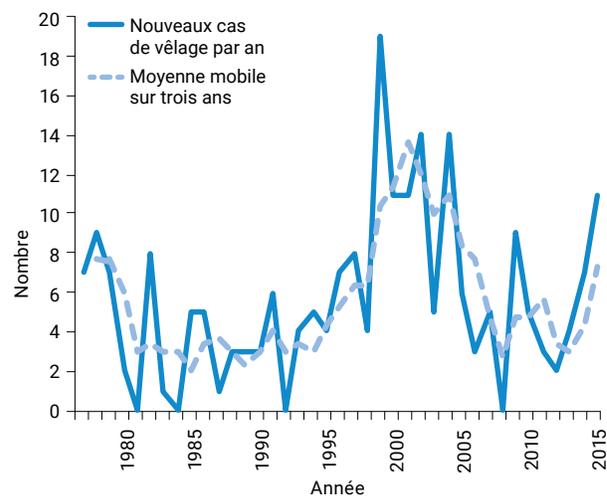
Source : Bigg, 2015. Figure reproduite avec l'autorisation de l'auteur.

On pourrait s'attendre à ce que la décomposition des plateformes de glace mène à une augmentation du nombre d'icebergs (voir par exemple, Fettweis et al., 2017; Rignot et al., 2019). Cependant, on ne dispose pas d'estimations complètes et à long terme du nombre d'icebergs, tant dans l'Arctique que dans l'Antarctique. Les enregistrements des icebergs passant au large de Terre-Neuve (Bigg et al., 2014), tout comme les statistiques tirées des observations satellitaires des icebergs de tailles petite et moyenne au nord du 66^e parallèle sud, dans l'océan Austral (Tournadre et al., 2016), font état d'un nombre croissant d'icebergs. Bien que de nature très épisodique, le vèlage d'icebergs géants (> 18 km de long) à partir de plateformes de glace en Antarctique montre également des signes d'augmentation récente tant du point de vue du nombre d'icebergs (figure III; Antarctic Iceberg Tracking Database, « Base de données de suivi des icebergs en Antarctique ») que de leur taille.

3. Conséquences économiques et sociales

Dans le passé, les habitats glaciaires des hautes latitudes n'ont connu que très peu d'incidences anthropiques, celles-ci se limitant essentiellement aux activités des habitants autochtones de l'Arctique et de sa périphérie. Le

Figure III
Nombre de cas annuels de vèlage
d'icebergs géants en Antarctique



Sources : Voir Budge et Long, 2017; et l'Antarctic Iceberg Tracking Database (« Base de données de suivi des icebergs en Antarctique »), disponible à l'adresse www.scp.byu.edu/data/iceberg.

Note : Les icebergs géants ont une longueur supérieure à 18 km, mais il n'existe pas d'estimation cohérente de leur superficie ou de leur volume au fil du temps.

La probable hausse du nombre d'icebergs dans les deux hémisphères a certainement induit une augmentation de la production et de l'importance des écosystèmes benthiques côtiers au cours des dernières années. Il existe cependant peu d'observations formelles permettant d'étayer cette hypothèse. À l'heure actuelle, la plupart des données relatives à l'incidence des flux d'icebergs proviennent majoritairement de l'océan Austral.

et sociales qui en découlent. Si la réduction de la banquise augmente les possibilités de navigation transocéanique et renforce les perspectives d'exploitation des ressources en hydrocarbures des fonds marins, la pêche est jusqu'à présent le principal facteur contribuant à la hausse de l'exploitation de l'Arctique (Eguíluz et al., 2016). Davantage d'espèces de haute mer peuvent se déplacer vers le nord dans des eaux désormais libres de glace, ce qui augmente les débouchés pour la pêche. En revanche, les poissons qui dépendent de l'habitat de la banquise, comme la morue polaire (*Boreogadus saida*), seront probablement moins courants (Christiansen, 2017). Il existe actuellement peu de zones marines protégées dans l'Arctique offrant une protection contre la pêche ou d'autres types d'exploitation (Harris et al., 2018), bien qu'une interdiction de la pêche dans l'Arctique, instituée par un accord international signé en octobre 2018, soit prévue pour limiter l'expansion de la pêche dans l'Arctique au cours des dix prochaines années ou plus, dès que dix pays auront ratifié cet accord (Commission européenne, 2019). En juin 2020, cependant, seuls huit pays l'avaient fait. Cette initiative est directement liée à l'objectif de développement durable n° 14.

L'incidence directe de l'élévation du niveau de la mer due à la fonte des glaciers et le dégagement des côtes arctiques autrefois gelées qui y est corrélé affectent les populations et les industries, tout en leur offrant de nombreuses nouvelles possibilités (Richter-Menge et al., 2019). Les incidences négatives comprennent la perte des routes passant sur la banquise côtière, l'élévation des niveaux d'inondations, les déplacements des sites de nidification, la modification du transport des sédiments le long des côtes, la réduction des territoires où pratiquer la chasse de subsistance, le rejet de polluants précédemment piégés et même la perte de certaines localités côtières. Les débouchés économiques potentiels comprennent l'ouverture de nouveaux sites pour les activités de pêche en mer et pour le transport maritime, l'ouverture de nouvelles routes maritimes, ainsi que de plus grandes opportunités pour les installations d'énergie renouvelable et pour l'exploitation des hydrocarbures. (Toutefois, ces potentialités sont également

susceptibles d'accroître les risques associés à ces activités, comme la contamination de l'habitat par des catastrophes telles que les marées noires (Cappello et al., 2014). Il est à noter que le pétrole emprisonné dans la banquise ne se dégrade pas facilement (Loftus et al., 2020).

Étant donné que la route qui traverse l'Arctique au nord de la Fédération de Russie (le passage du Nord-Est) est libre de glace (et donc praticable) pendant une partie de plus en plus longue de l'année, le nombre de navires passant par cette route a également augmenté. Plus de 70 navires l'ont empruntée en 2013. Néanmoins, on a constaté ces dernières années une diminution du nombre, et même du tonnage, des navires empruntant cette route, ce dernier étant inférieur à 40 depuis 2014 (Northern Sea Route Information Office, 2019; Centre for High North Logistics Information Office, n.d.).

Les activités pétrolières et gazières dans l'Arctique sont variables. Le Canada a récemment prorogé un moratoire sur l'octroi de nouvelles licences de forage dans sa zone économique exclusive de l'Arctique afin d'interdire toute activité pétrolière et gazière offshore jusqu'à la fin de 2021 (Vigliotti, 2019). Dans les eaux arctiques des États-Unis, une interdiction de forage analogue, imposée en 2016, a été levée en 2017, mais rétablie en 2019. Son avenir reste soumis à un recours juridique (Gilmer, 2020). Les eaux de l'Arctique occidental de la Fédération de Russie ont connu quelques forages ces dernières années, mais leur expansion est en suspens pour des raisons économiques et du fait de sanctions, bien que selon de récents rapports, les forages pourraient reprendre en 2020 ou en 2021 (Staalesen, 2019).

La plupart des évolutions observées dans l'habitat glaciaire de l'Arctique ont des conséquences mixtes pour les objectifs de développement durable : l'exploitation des hydrocarbures permet un meilleur accès aux sources d'énergie (objectif 7) tandis que l'accroissement du transport maritime, du tourisme et de la pêche contribue au renforcement de l'activité économique locale (objectif 8). Toutefois, ces activités peuvent aller à l'encontre de la création d'un environnement durable enrichi

par la biodiversité (objectif 14) en provoquant de nouveaux changements climatiques et de nouvelles émissions (objectif 13), sans parler de la pollution connexe (objectifs 12 et 14).

Certaines zones de pêche en Antarctique, comme celles du krill, se trouvent dans les eaux côtières de l'Atlantique Sud et de la mer de Weddell, où la banquise montre des signes de rétrécissement. Toutefois, les conséquences de ce déclin pour l'écosystème au sens large et pour les zones de pêche associées ne sont pas encore clairement établies. L'exploration des hydrocarbures a commencé sur le plateau entourant les îles Falkland (Malvinas)² (MacAulay, 2015), bien que l'évaluation des risques environnementaux associés ne fasse que commencer et que la zone se trouve en dehors du système de gouvernance de l'Antarctique (Bigg et al., 2018). Compte tenu de l'importance du krill comme source alimentaire pour une industrie aquacole en pleine croissance, des stratégies

de gestion à long terme de cette espèce commencent à être mises en œuvre dans la zone protégée par la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique [Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique (CCAMLR), 2019]. Dans certains endroits bien spécifiques, des zones marines protégées pourraient contribuer à la résolution de certains problèmes de gestion. Pour cela, d'autres changements devront être entrepris par le Système du Traité sur l'Antarctique, en particulier par la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique. Une zone marine protégée a été établie dans la mer de Ross en 2016, et d'autres projets de création de zones de ce type, par exemple dans la mer de Weddell, dans l'Antarctique oriental et près de la péninsule Antarctique, sont envisagés par les membres de la Commission.

4. Perspectives

Les perspectives concernant les habitats des glaces polaires restent très semblables à celles esquissées dans la première Évaluation. La banquise arctique devrait continuer à se retirer et à s'amincir, et la perspective d'un Arctique saisonnièrement libre de glace est très probable au cours du XXI^e siècle, même si la date exacte à laquelle se produira ce fait marquant dans l'histoire environnementale reste incertaine (Serreze and Meier, 2019). La banquise de l'Antarctique, bien qu'actuellement stable, devrait décliner au cours du siècle (Naughton et al., 2018), principalement en raison du réchauffement des océans. Ce dernier devrait affecter les plateformes glaciaires de l'Antarctique en accélérant leur fonte sous-marine, de l'ordre de 41 à 129 % d'ici la fin du siècle (Naughton et al., 2018), laquelle s'accompagnera d'une hausse du nombre de vêlages d'icebergs. Le réchauffement continu de l'Arctique devrait quant à lui favoriser la fonte de l'inlandsis groenlandais (Barry, 2017) et

l'augmentation probable, bien qu'épisodique, de la production d'icebergs.

La réduction de la banquise et des plateformes de glace continuera à ouvrir des possibilités d'expansion des espèces pélagiques et démersales, qui bénéficieront de conditions d'alimentation améliorées et plus abondantes (Christiansen, 2017), tout en menaçant la viabilité des espèces de poissons, en particulier la morue polaire (voir Christiansen, 2017), et de mammifères marins qui dépendent de la banquise (Nations Unies, 2017a). De nombreuses études indiquent que les algues de glace deviendront vulnérables aux changements climatiques, ce qui entraînera une réduction de leur biodiversité et de leur population (Hardge et al., 2017; Kiko et al., 2017). D'autre part, les floraisons de phytoplancton pourraient se généraliser, au moins au début de l'été (avant la limitation des nutriments), sous la banquise enneigée plus fine et plus fragile de l'océan Arctique (Assmy et al., 2017; voir aussi chap. 6A de la présente Évaluation). Ces changements pourraient avoir des

² L'Argentine et le Royaume-Uni de Grande-Bretagne et d'Irlande du Nord se disputent la souveraineté sur les îles Falkland (Malvinas).

répercussions plus importantes sur l'exportation de carbone, puisque les zones de banquise saisonnières pourraient se transformer en puits de carbone (Abelmann et al., 2015; Rapp et al., 2018). La réduction de la banquise pourrait également réduire les apports de plastiques dans l'océan Arctique, car la banquise contient actuellement une quantité de microplastiques qui est de plusieurs ordres de grandeur supérieure à celle de l'océan Arctique lui-même (voir chap. 12 de la présente Évaluation et Kanhai et al., 2020). Dans l'océan Austral, où la banquise n'a, jusqu'à présent, guère montré de tendance à long terme, on sait que la spécialisation au niveau des individus est la plus faible dans les sites où la variabilité interannuelle de la banquise est la plus élevée (McMullin et al., 2017), ce qui laisse supposer que des adaptations seront possibles pour faire face au climat du futur, plus variable.

L'ouverture de l'Arctique à la navigation, à la pêche et à l'exploitation des fonds marins et des ressources plus profondes aura des répercussions majeures sur les écosystèmes glaciaires des hautes latitudes (Harris et al., 2018) et sur les populations humaines, y compris

les peuples autochtones, qui dépendent des habitats glaciaires des hautes latitudes. Elle aura également des incidences sur la réalisation des objectifs de développement durable. Toutefois, même si un navire a pour la première fois emprunté le passage du Nord-Est sans être accompagné d'un brise-glace en août 2017 (High North News, 2018), il est probable que, dans un avenir proche, le transport de marchandises continue à nécessiter un tel accompagnement, à moins qu'il ne se fasse par des navires eux-mêmes résistants aux glaces (Kiiski et al., 2018). Par conséquent, les routes arctiques resteront probablement d'une importance secondaire pendant plusieurs décennies. Parmi les autres facteurs limitant l'utilisation de ces nouvelles routes maritimes, il faut citer l'incidence potentiellement négative de la hausse du trafic maritime sur les mammifères marins de l'Arctique (Hauser et al., 2018), le risque de propagation indésirable d'espèces non indigènes et le possible effet radiatif complexe des gaz d'échappement des navires sur le climat de l'Arctique (Stephenson et al., 2018), ce dernier facteur étant susceptible de ralentir l'augmentation tendancielle des périodes sans glace.

5. Principales lacunes en matière de connaissances et de renforcement des capacités

Les habitats glaciaires restent relativement méconnus en raison de l'inaccessibilité des régions de hautes latitudes. De tous les habitats glaciaires maritimes considérés dans le présent sous-chapitre, les milieux de la banquise sont à l'heure actuelle ceux dont l'étude est la plus approfondie. Malgré cela, même pour la banquise, aucune étude complète du réseau alimentaire n'a encore été réalisée. De nombreuses publications abordent la question mais la plupart se concentrent sur une seule composante (Dickinson et al., 2016). En général, notre compréhension de la nature tridimensionnelle des habitats glaciaires (Bluhm et al., 2018), de l'aire de répartition et du nombre d'espèces qui y vivent ainsi que de leur variabilité spatiale et temporelle reste encore très limitée (Christiansen, 2017). Le manque de données concerne également les

conséquences de la présence ou de l'absence de ces habitats sur l'océan environnant et sur la séquestration du carbone (Barnes, 2017).

De même, la difficulté d'accès aux plateformes de glace, aux zones marines proches des glaciers (Zappalà et al., 2017) et, en particulier, à l'environnement sous-marin qui se trouve en dessous, ne permet que rarement d'obtenir de nouvelles informations sur ces habitats glaciaires. Comme par le passé, de nombreuses analyses continueront de s'appuyer sur la télé-détection, d'autant que de nouveaux systèmes de satellites promettent de révolutionner notre connaissance de premier ordre de ces habitats. Il conviendra de garantir un accès rapide et universel aux nouvelles données produites par les plateformes d'observation afin de combler les lacunes actuelles en matière de connaissances et de capacités.

Références

- Abelmann, Andrea, and others (2015). The seasonal sea-ice zone in the glacial Southern Ocean as a carbon sink. *Nature Communications*, vol. 6, art. 8136.
- Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP) (2017). Snow, water, ice and permafrost in the Arctic. Summary for Policy-makers. <https://swipa.amap.no>.
- Arrigo, Kevin R., and others (2012). Massive phytoplankton blooms under Arctic sea ice. *Science*, vol. 336, No. 6087, pp. 1408–1408.
- Assmy, Philipp, and others (2017). Leads in Arctic pack ice enable early phytoplankton blooms below snow-covered sea ice. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 40850.
- Atkinson, Angus, and others (2019). Krill (*Euphausia superba*) distribution contracts southward during rapid regional warming. *Nature Climate Change*, vol. 9, No. 2, pp. 142–147.
- Barnes, David K.A. (2017). Polar zoobenthos blue carbon storage increases with sea ice losses, because across-shelf growth gains from longer algal blooms outweigh ice scour mortality in the shallows. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 12, pp. 5083–5091.
- Barnes, David K.A., and others (2018). Icebergs, sea ice, blue carbon and Antarctic climate feedbacks. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 376, No. 2122, 20170176.
- Barry, Roger G. (2017). The Arctic cryosphere in the twenty-first century. *Geographical Review*, vol. 107, No. 1, pp. 69–88.
- Bigg, Grant R. (2015). *Icebergs: Their Science and Links to Global Change*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Bigg, Grant R., and others (2018). A model for assessing iceberg hazard. *Natural Hazards*, vol. 92, No. 2, pp. 1113–1136.
- Bigg, Grant R., and others (2014). A century of variation in the dependence of Greenland iceberg calving on ice sheet surface mass balance and regional climate change. *Proceedings of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 470, No. 2166, 20130662.
- Bluhm, Bodil A., and others (2018). Sea ice meiofauna distribution on local to pan-Arctic scales. *Ecology and Evolution*, vol. 8, No. 4, pp. 2350–2364.
- Blunden, Jessica, and Derek S. Arndt, eds. (2019). State of the Climate in 2018. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 100, No. 9, pp. Si–S305.
- Budge, Jeffrey S., and David G. Long (2017). A comprehensive Database for Antarctic iceberg tracking using scatterometer data. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations*, vol. 11, No. 2, <https://doi.org/10.1109/JSTARS.2017.2784186>.
- Cappello, Simone, and others (2014). STRANgE, integrated physical–biological–mechanical system for recovery in of the “oil spill” in Antarctic environment. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, vol. 13, No. 4, pp. 369–375.
- Cefarelli, Adrián O., and others (2016). Diatoms (Bacillariophyceae) associated with free-drifting Antarctic icebergs: taxonomy and distribution. *Polar Biology*, vol. 39, No.3, pp. 443–459.
- Centre for High North Logistics Information Office (n.d.). “Northern Sea Route transit statistics”. Available at <http://arctic-lio.com/category/statistics>.
- Christiansen, Jørgen S. (2017). No future for Euro-Arctic ocean fishes? *Marine Ecology Progress Series*, vol. 575, pp. 217–227.
- Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources (CCAMLR) (2019). CCAMLR: Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources website. 2019. www.ccamlr.org.
- Conservation of Arctic Flora and Fauna Programme (CAFF) (2017). State of the Arctic Marine Biodiversity Report. www.arcticbiodiversity.is/marine.
- Daly, Marymegan, and others (2013). *Edwardsiella andrillae*, a new species of sea anemone from Antarctic Ice. *PloS One*, vol. 8, No. 12, e83476.

- De Jong, J.T.M. and others (2015). Sources and fluxes of dissolved iron in the Bellingshausen Sea (West Antarctica): The importance of sea ice, icebergs and the continental margin. *Marine Chemistry*, vol. 177, pp. 518–535.
- Dickinson, Iain, and others (2016). Microbes and the Arctic Ocean. In *Their World: A Diversity of Microbial Environments*, pp. 341–381.
- Dinasquet, Julie, and others (2017). Mixing of water masses caused by a drifting iceberg affects bacterial activity, community composition and substrate utilization capability in the Southern Ocean. *Environmental Microbiology*, vol. 19, No. 6, pp. 2453–2467.
- Duprat, Luis P.A.M., and others (2016). Enhanced Southern Ocean marine productivity due to fertilization by giant icebergs. *Nature Geoscience*, vol. 9, No. 3, p. 219.
- Eguíluz, Victor M., and others (2016). A quantitative assessment of Arctic shipping in 2010–2014. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 30682.
- European Commission (2019). EU and Arctic partners enter historic agreement to prevent unregulated fishing in high seas. Fisheries – European Commission. 2019. https://ec.europa.eu/fisheries/eu-and-arctic-partners-enter-historic-agreement-prevent-unregulated-fishing-high-seas_en.
- Ferguson, Steven H., and others (2017). Demographic, ecological, and physiological responses of ringed seals to an abrupt decline in sea ice availability. *PeerJ*, vol. 5, e2957.
- Fetterer, Florence, and others (2017). *Sea Ice Index, Version 3*. Boulder, Colorado: NSIDC: National Snow and Ice Data Center. <https://nsidc.org/data/G02135/versions/3>.
- Fettweis, Xavier, and others (2017). Reconstructions of the 1900–2015 Greenland ice sheet surface mass balance using the regional climate MAR model. *The Cryosphere*, vol. 11, pp. 1015–1033.
- Fretwell, Peter T., and others (2014). Emperor penguins breeding on iceshelves. *PLoS One*, vol. 9, No.1, e85285.
- Gilg, Olivier, and others (2016). Living on the edge of a shrinking habitat: the ivory gull, *Pagophila eburnea*, an endangered sea-ice specialist. *Biology Letters*, vol. 12, No. 11, 20160277.
- Gilmer, Ellen M. (2020). Judges weight Trump’s bid to reopen parts of Arctic to drilling. <https://news.bloomberglaw.com/environment-and-energy/judges-weigh-trumps-bid-to-reopen-parts-of-arctic-to-drilling>.
- Gutt, Julian (2002). The Antarctic ice shelf: an extreme habitat for notothenioid fish. *Polar Biology*, vol. 25, No. 4, pp. 320–322.
- Hamilton, Charmain D., and others (2017). An Arctic predator-prey system in flux: climate change impacts on coastal space use by polar bears and ringed seals. *Journal of Animal Ecology*, vol. 86, No. 5, pp. 1054–1064.
- Hardge, Kristin, and others (2017). The importance of sea ice for exchange of habitat-specific protist communities in the Central Arctic Ocean. *Journal of Marine Systems*, vol. 165, pp. 124–138.
- Harris, Peter T., and others (2018). Arctic marine conservation is not prepared for the coming melt. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 1, pp. 61–71.
- Hauser, Donna D.W., and others (2018). Vulnerability of Arctic marine mammals to vessel traffic in the increasingly ice-free Northwest Passage and Northern Sea Route. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No.29, pp. 7617–7622.
- Hawes, I., and others (2018). The “Dirty Ice” of the McMurdo Ice Shelf: analogues for biological oases during the Cryogenian. *Geobiology*, vol. 16, No. 4, pp. 369–377.
- Hawkings, Jon R., and others (2017). Ice sheets as a missing source of silica to the polar oceans. *Nature Communications*, vol. 8, art. 14198.
- Helly, John J., and others (2011). Cooling, dilution and mixing of ocean water by free-drifting icebergs in the Weddell Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 58, No. 11–12, pp. 1346–1363.
- High North News (2018). The Northern Sea Route is alive and well. www.highnorthnews.com/en/op-ed-northern-sea-route-alive-and-well.

- Hückstädt, Luis A., and others (2020). Projected shifts in the foraging habitat of crabeater seals along the Antarctic Peninsula. *Nature Climate Change*, vol. 10, No. 5, pp. 472–477.
- International Arctic Science Committee (2020). State of Arctic Science Report, 2020. International Arctic Science Committee. pp. 1–26.
- Ingole, B.S., and Ravail Singh (2010). Biodiversity and community structure of freeliving marine nematodes from the Larsemann Ice Shelf, East Antarctica. *Current Science*, vol. 99, No. 10, pp. 1413–1419.
- Joiris, Claude R. (2018). Hotspots of kittiwakes *Rissa tridactyla* on icebergs off southwest Greenland in autumn. *Polar Biology*, vol. 41, No. 11, pp. 2375–2378.
- Kaiser, Stefanie, and others (2013). Patterns, processes and vulnerability of Southern Ocean benthos: a decadal leap in knowledge and understanding. *Marine Biology*, vol. 160, No. 9, pp. 2295–2317.
- Kanhai, La Daana K., and others (2020). Microplastics in sea ice and seawater beneath ice floes. *Scientific Reports*, vol. 10, No. 11, art. 5004.
- Kaufmann, Ronald S., and others (2011). Composition and structure of macrozooplankton and micronekton communities in the vicinity of free-drifting Antarctic icebergs. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 58, Nos. 11–12, pp. 1469–1484.
- Kiiski, Tuomas, and others (2018). Long-term dynamics of shipping and icebreaker capacity along the Northern Sea Route. *Maritime Economics & Logistics*, vol. 20, No. 3, pp. 375–399.
- Kiko, Rainer, and others (2017). Colonization of newly forming Arctic sea ice by meiofauna: a case study for the future Arctic? *Polar Biology*, vol. 40, No. 6, pp. 1277–1288.
- Koch, Chelsea Wegner, and others (2020). Seasonal and latitudinal variations in sea ice algae deposition in the Northern Bering and Chukchi Seas determined by algal biomarkers. *PLoS One*, vol. 15, No. 4. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0231178>.
- Kooyman, Gerald L., and others (2007). Effects of giant icebergs on two emperor penguin colonies in the Ross Sea, Antarctica. *Antarctic Science*, vol. 19, No. 1, pp. 31–38.
- Loftus, Synnove, and others (2020). Biodegradation of weathered crude oil in seawater with frazil ice. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 154. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111090>.
- MacAulay, F. (2015). Sea Lion Field discovery and appraisal: a turning point for the North Falkland Basin. *Petroleum Geoscience*, vol. 21, Nos. 2–3, pp. 111–124.
- McMinn, Andrew, and others (2017). Effects of CO₂ concentration on a late summer surface sea ice community. *Marine Biology*, vol. 164, No. 4, art. 87.
- McMullin, Rebecca M., and others (2017). Trophic position of Antarctic ice fishes reflects food web structure along a gradient in sea ice persistence. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 564, pp. 87–98.
- Meehl, Gerald A., and others (2019). Sustained ocean changes contributed to sudden Antarctic sea ice retreat in late 2016. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, art. 14.
- Mueller, Derek R., and others (2006). Environmental gradients, fragmented habitats, and microbiota of a northern ice shelf cryoecosystem, Ellesmere Island, Canada. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, vol. 38, No. 4, pp. 593–607.
- Murray, Alison E., and others (2016). Microbiome composition and diversity of the ice-dwelling sea anemone, *Edwardsiella andrillae*. *Integrative and Comparative Biology*, vol. 56, No. 4, pp. 542–555.
- Nachtsheim, Dominik A., and others (2016). A gravel-covered iceberg provides an offshore breeding site for ivory gulls *Pagophila eburnea* off Northeast Greenland. *Polar Biology*, vol. 39, No. 4, pp. 755–758.
- Naughten, Kaitlin A., and others (2018). Future projections of Antarctic ice shelf melting based on CMIP5 scenarios. *Journal of Climate*, vol. 31, No. 13, pp. 5243–5261.
- Niemi, Andrea, and others (2019). State of Canada's Arctic Seas. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences 3344, pp. xv–189.
- Northern Sea Route Information Office, 2019 (<https://arctic-lio.com>).
- O'Corry-Crowe, Greg, and others (2016). Genetic profiling links changing sea-ice to shifting beluga whale migration patterns. *Biology Letters*, vol. 12, No. 11, 20160404.
- Oxtoby, L.E., and others (2017). Resource partitioning between Pacific walrus and bearded seals in the Alaska Arctic and sub-Arctic. *Oecologia*, vol. 184, No. 2, pp. 385–398.

- Pagano, Anthony M., and others (2020). The seasonal energetic landscape of an apex marine carnivore, the polar bear. *Ecology*, vol. 101, No. 3, e02959.
- Pawlowski, Jan, and others (2005). Allogromiid foraminifera and gromiids from under the Ross Ice Shelf: morphological and molecular diversity. *Polar Biology*, vol. 28, No. 7, pp. 514–522.
- Raiswell, Rob, and others (2008). Bioavailable iron in the Southern Ocean: the significance of the iceberg conveyor belt. *Geochemical Transactions*, vol. 9, No. 1, No. 7.
- Rapp, Josephine Z., and others (2018). Effects of ice-algal aggregate export on the connectivity of bacterial communities in the central Arctic Ocean. *Frontiers in Microbiology*, vol. 9, art. 1035.
- Renner, Martin, and others (2016). Timing of ice retreat alters seabird abundances and distributions in the southeast Bering Sea. *Biology Letters*, vol. 12, No. 9, 20160276.
- Richter-Menge, Jackie, and others, eds. (2019). *Arctic Report Card*. <https://arctic.noaa.gov/Report-Card>.
- Rignot, Eric, and others (2019). Four decades of Antarctic Ice Sheet mass balance from 1979–2017. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 116, No. 4, pp. 1095–1103.
- Robinson, Sharon A. (2009). Introduction: Climate change biology at the ends of the Earth-International Polar year special issue. *Global Change Biology*, vol. 15, No. 7, pp. 1615–1617.
- Ruhl, Henry A., and others (2011). Seabird aggregation around free-drifting icebergs in the northwest Weddell and Scotia Seas. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 58, Nos. 11–12, pp. 1497–1504.
- Scientific Committee for Antarctic Research (2020). Scientific Committee for Antarctic Research website. www.scar.org.
- Serreze, Mark C., and Walter N. Meier (2019). The Arctic's sea ice cover: trends, variability, predictability, and comparisons to the Antarctic. *Annals of the New York Academy of Sciences*, vol. 1436, No. 1, pp. 36–53.
- Shepherd, L.D., and others (2005). Microevolution and mega-icebergs in the Antarctic. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 102, No. 46, pp. 16717–16722.
- Smith, Kenneth L., and others (2013). Icebergs as unique Lagrangian ecosystems in polar seas. *Annual Review of Marine Science*, vol. 5, pp. 269–287.
- Smith, Kenneth L., and others (2007). Free-drifting icebergs: hot spots of chemical and biological enrichment in the Weddell Sea. *Science*, vol. 317, No. 5837, pp. 478–482.
- Staalesen, Atle (2019). Russia's biggest oil company announces more offshore Arctic drilling. *Arctic Today*. www.arctictoday.com/russias-biggest-oil-company-announces-more-offshore-arctic-drilling.
- Stephenson, Scott R., and others (2018). Climatic responses to future trans-Arctic shipping. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, No. 18, pp. 9898–9908.
- Stoddart, Michael (2010). Antarctic biology in the 21st century – advances in, and beyond the international polar year 2007–2008. *Polar Science*, vol. 4, No. 2, pp. 97–101.
- Tournadre, J., and others (2016). Antarctic icebergs distributions 1992–2014. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 121, No. 1, pp. 327–349.
- United Nations (2017a). Chapter 46: High-latitude ice and the biodiversity dependent on it. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Vaughan, David G., and others (2013). Observations: cryosphere. *Climate Change*, vol. 2103, pp. 317–382.
- Vernet, M., and others (2011). Impacts on phytoplankton dynamics by free-drifting icebergs in the NW Weddell Sea. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 58, No. 11–12, pp. 1422–1435.
- Vick-Majors, Trista J., and others (2016). Biogeochemistry and microbial diversity in the marine cavity beneath the McMurdo Ice Shelf, Antarctica. *Limnology and Oceanography*, vol. 61, No. 2, pp. 572–586.

- Vigliotti, Marco (2019). Trudeau government expands moratorium on oil and gas work in Arctic waters. <https://ipolitics.ca/2019/08/08/trudeau-government-expands-moratorium-on-oil-and-gas-work-in-arctic-waters>.
- Wienecke, Barbara (2012). Emperor penguins at the West Ice Shelf. *Polar Biology*, vol. 35, No. 9, pp. 1289–1296.
- Wilson, Kerry-Jayne, and others (2016). The impact of the giant iceberg B09B on population size and breeding success of Adélie penguins in Commonwealth Bay, Antarctica. *Antarctic Science*, vol. 28, No. 3, pp. 187–193.
- Xu, Zhiqiang, and others (2018). Inter-annual variation of the summer zooplankton community in the Chukchi Sea: spatial heterogeneity during a decade of rapid ice decline. *Polar Biology*, vol. 41, No. 9, pp. 1827–1843.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2007). Modern benthic ostracodes from Lutzow-Holm Bay, East Antarctica: paleoceanographic, paleobiogeographic, and evolutionary significance. *Micropaleontology*, vol. 53, No. 6, pp. 469–496.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2012). Patterns and controlling factors of species diversity in the Arctic Ocean. *Journal of Biogeography*, vol. 39, No. 11, pp. 2081–2088.
- Zappalà, G., and others (2017). New Advanced Technology Devices for Operational Oceanography in Extreme Conditions. *International Journal of Sustainable Development and Planning*, vol. 12, No. 1, pp. 61–70.

Chapitre 7L

Monts sous-marins et pinacles

Constitutrices et contributeurs : Malcolm R. Clark (organisateur de l'équipe de rédaction), Angelo F. Bernardino, J. Murray Roberts, Bhavani E. Narayanaswamy, Paul Snelgrove et Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe pour le sous-chapitre).

Principales observations

- Les monts sous-marins et les pinacles sont des caractéristiques topographiques communes de l'océan mondial.
- Bien que les activités d'échantillonnage se soient intensifiées ces dernières années, seul un faible pourcentage des monts sous-marins a fait l'objet d'un échantillonnage approfondi.
- Les connaissances sur leur biodiversité sont limitées par l'échantillonnage insuffisant, mais aussi par la forte variabilité environnementale d'un mont à l'autre.
- La pêche, en particulier le chalutage de fond, constitue à l'heure actuelle la plus grande menace pour les écosystèmes des monts sous-marins mais les débris et les déchets marins, les changements climatiques et l'exploitation minière potentielle des fonds marins constituent d'autres sources de préoccupation. Cependant, les initiatives visant à protéger les monts sous-marins se multiplient.
- Des recherches récentes sur les monts sous-marins profonds, fondées sur des séries chronologiques, montrent un rétablissement limité, voire nul, des communautés de corail dur sur des périodes de 15 à 20 ans.

1. Introduction

Les monts sous-marins, les monticules et les pinacles, appelés collectivement « monts sous-marins » dans le présent sous-chapitre, sont des volcans submergés qui s'élèvent à plusieurs centaines, voire plusieurs milliers, de mètres au-dessus du fond de la mer. Les estimations de leur nombre varient selon la source des données et les algorithmes utilisés : pour certaines, il y aurait plusieurs dizaines de milliers de monts sous-marins et plus de 100 000 monticules (Yesson et al., 2011; Harris et al., 2014), tandis que pour d'autres extrapolations, il y aurait plus de 100 000 monts sous-marins et 25 millions de monticules et pinacles (Wessel et al., 2010). Ensemble, ils couvrent jusqu'à 20 % des grands fonds des océans (Yesson et al., 2011).

Trois caractéristiques importantes distinguent les monts sous-marins des habitats d'eau profonde environnants (Clark, 2009) : leur topographie offre un large éventail de profondeurs pour différentes biocénoses; leurs surfaces de roche dure typiques contrastent avec les fins sédiments non consolidés qui couvrent une grande partie du fond marin; et leur structure physique peut modifier l'hydrographie et les courants locaux, concentrant ainsi les espèces et la productivité. Ces facteurs peuvent engendrer des communautés benthiques plus riches

et plus diversifiées que celles des habitats adjacents des talus ou des plaines abyssales.

Les paramètres environnementaux liés à la profondeur influencent fortement la composition en espèces des monts sous-marins, ainsi que le type et le caractère des fonds marins (Clark et al., 2010). Les monts sous-marins fournissent des services écosystémiques de grande valeur et accueillent souvent de fortes populations de poissons, présentant un important intérêt du point de vue commercial. Les prises annuelles des principales espèces des monts sous-marins oscillent autour des 100 000 tonnes depuis les années 1990, dominées par les *Pentacerotidae*, les béryx (dorade rose), les *Oreosomatidae* et l'hoplosthète orange (Clark et al., 2007; Watson et al., 2007).

Plusieurs « paradigmes écologiques », élaborés à propos des monts sous-marins, en font des environnements uniques et de véritables points névralgiques de la biodiversité et de l'endémicité. Toutefois, de nombreux monts sous-marins ne sont pas très isolés (Rowden et al., 2010a), et la plupart n'ont pas un niveau d'endémisme élevé. Ces monts partagent de nombreuses espèces avec d'autres habitats d'eaux profondes (Howell et al., 2010; Narayanaswamy et al., 2013). Toutefois, la variabilité de la topographie et de la dynamique physique

des monts sous-marins peut induire un important renouvellement des espèces et des caractéristiques d'assemblage ou d'abondance distinctes (Schlacher et al., 2014).

Le chapitre 51 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a) et certaines parties des chapitres 34, 35 et 36F s'appuyaient sur un grand nombre d'analyses des monts sous-marins (parmi lesquels, Pitcher et al., 2007; Clark et al., 2010; Staudigel et al., 2010) et sur les résultats du programme de recensement de la vie marine (Census of Marine Life) (par exemple Rowden et al., 2010a; Stocks et al., 2012; Clark et al., 2012).

Cependant, le faible nombre d'échantillonnages limite notre compréhension des monts sous-marins. Bien que les bases de données SeamountsOnline (Stocks, 2010) et Seamount Ecosystem Evaluation Framework (Kvile et al., 2014), contiennent des données pour près de 700 monts sous-marins, seuls 300 d'entre eux environ ont été étudiés en détail, parmi lesquels un faible nombre se trouvent sous des latitudes équatoriales ou présentent un sommet culminant à plus de 2 000 m de profondeur. Par conséquent, la structure, le fonctionnement et la connectivité des écosystèmes des monts sous-marins restent largement inconnus (Clark et al., 2012).

2. Description de l'évolution des connaissances entre 2010 et 2020

Au cours des cinq dernières années, plusieurs programmes de recherche nationaux et internationaux ont permis d'obtenir des informations écologiques considérables sur les environnements des monts sous-marins. Ces programmes sont brièvement décrits dans la section 5 et les principaux résultats sont synthétisés ci-dessous, à partir d'une étude de l'écologie des monts sous-marins (Rogers, 2018).

Si les monts sous-marins existent rarement dans des flux océanographiques de régime permanent (Lavelle et Mohn, 2010), il peut y avoir un entraînement de la circulation et une homogénéisation de la colonne d'eau (Meredith et al., 2015). La formation de vagues internes peut faire remonter des nutriments, ce qui accroît la productivité primaire au niveau des sommets (Turnewitsch et al., 2016; Read et Pollard, 2017). Cependant, l'accroissement de la productivité primaire peut être transitoire (voir par exemple, Lemos et al., 2018) et de ce fait, il n'entraîne que rarement une hausse de l'abondance de zooplancton. Les communautés de zooplancton au-dessus des monts sous-marins correspondent à celle des eaux océaniques environnantes (par exemple, Carmo et al., 2013; Denda et Christiansen, 2014; Denda et al., 2017) mais le blocage de la migration du zooplancton et du micronecton

par la topographie des monts sous-marins peut intensifier la prédation par les poissons et par les crevettes (par exemple, Nishida et al., 2016; Preciado et al., 2017; Letessier et al., 2017).

Les monts sous-marins dont les sommets sont peu profonds peuvent abriter des macroalgues. Des forêts de macroalgues ont ainsi été récemment recensées dans l'Atlantique Nord (Ramos et al., 2016; Stefanoudis et al., 2019) et dans le Pacifique Nord-Est (Du Preez et al., 2016). De vastes lits de rhodolithes ont été découverts sur des monts sous-marins et sur des crêtes dans l'Atlantique Sud-Ouest (Meirelles et al., 2015), dans l'Atlantique Nord-Ouest (Stefanoudis et al., 2019) et dans le Pacifique Sud-Ouest (Clark et al., 2017). Ces algues peuvent jouer un rôle important dans les bilans de carbonates des écosystèmes mésophotiques. Pereira-Filho et al. (2012) ont estimé que la production de carbonate des rhodolithes de quatre monts de la chaîne sous-marine Vitória-Trindade au large du Brésil était de $1,5 \times 10^{-3}$ gigatonnes par an.

Nos connaissances des biocénoses des monts sous-marins se sont améliorées grâce à la modélisation des distributions d'espèces en corrélation avec les conditions physico-chimiques. La modélisation, en particulier pour les coraux d'eau profonde, qui peuvent être présents en

abondance sur les monts sous-marins (par exemple, Rowden et al., 2010b; Tracey et al., 2011) suggère que les principales variables environnementales comprennent : la calcite et/ou l'aragonite, la profondeur de saturation, l'aspect topographique, la température, la salinité, ainsi que les teneurs en oxygène et en carbone organique particulaire (par exemple, Davies et Guinotte, 2011; Yesson et al., 2012, 2017; Anderson et al., 2016a). Néanmoins, les modèles dépendent du niveau de résolution des données environnementales et, à ce titre, peuvent produire des résultats insatisfaisants. (Anderson et al., 2016b; Rowden et al., 2017). Ces modèles seront par ailleurs influencés par l'intégration de nouvelles données, comme le montre la découverte d'un récif de corail dur sur des monts sous-marins dans le nord-ouest de l'océan Pacifique, dans des conditions de faible saturation en aragonite (Baco et al., 2017). Les paramètres environnementaux peuvent également influencer différemment le renouvellement des espèces et la richesse spécifique (Victorero et al., 2018).

Les mécanismes de connectivité entre différents monts sous-marins ont fait l'objet d'études récentes. Les monts sous-marins peuvent servir de « lieu d'étape » à travers de vastes régions, mais aucun modèle cohérent n'a été dégagé (Rowden et al., 2010a). Le corail

dur bâtisseur de récif (*Solenosmilia variabilis*) et le corail solitaire (*Desmophyllum dianthus*) ont tous deux une large distribution dans tout l'hémisphère sud. Cependant, *D. dianthus* conserve une structure génétique similaire sur de grandes distances (de l'ordre de plusieurs milliers de km), contrastant avec la variation de *S. variabilis* d'un mont sous-marin à l'autre, même entre des monts éloignés d'à peine quelques dizaines de km (Miller et Gunasekera, 2017). Ce même mécanisme d'« auto-recrutement » se retrouve également chez certaines populations de mollusques bivalves (Beeston et al., 2018). Les schémas spatiaux de connectivité varient d'une espèce à l'autre (par exemple, Zeng et al., 2017) et même au sein d'un même genre (Pante et al., 2015). Les courants peuvent servir de voies de dissémination des larves, mais aussi représenter un obstacle (Dueñas et al., 2016; Hollande et al., 2019).

La recherche met en évidence la variabilité des facteurs environnementaux et des communautés fauniques entre les monts sous-marins, ce qui rend impossible toute généralisation sur leur écologie, et souligne l'importance de réaliser des échantillonnages en tenant compte d'un large éventail de caractéristiques physiques et géographiques de ces monts (Clark et al., 2012).

3. Description des changements économiques et sociaux

La pêche artisanale remonte aux années 1500. Aujourd'hui encore, la pêche à petite échelle à proximité des îles océaniques reste importante pour l'emploi, avec des prises (principalement de thon) estimées entre 150 000 et 250 000 tonnes par an (Da Silva et Pinho, 2007). De façon générale, la pêche démersale en eau profonde d'espèces telles que le béryx et l'hoplosthète orange a diminué depuis le milieu des années 1990 (Clark et al., 2007; Watson et al., 2007; Pitcher et al., 2010) pour atteindre les niveaux actuels, inférieurs à 100 000 tonnes par an. Outre les poissons, la pêche de petits invertébrés sur les monts sous-marins cible les homards dans l'océan Atlantique Sud et

dans le sud de l'océan Indien, et le crabe rouge profond (*Chaceon*) dans l'océan Atlantique Nord-Est (Rogers, 2018).

Les monts sous-marins abritent des croûtes de ferromanganèse qui contiennent du cobalt, du nickel et des éléments de terres rares ayant un potentiel commercial (Hein et al., 2013). Cinq contrats d'exploration des croûtes ont été signés par l'Autorité internationale des fonds marins : quatre d'entre eux concernent des monts sous-marins du Pacifique Nord-Ouest; le cinquième, le plateau du Rio Grande, au large du Brésil¹. Il n'y a actuellement pas d'opération d'exploitation minière en cours pour les minéraux des grands fonds marins, mais de telles

¹ Disponible à l'adresse www.isa.org.jm/deep-seabed-minerals-contractors.

opérations pourraient avoir un impact important sur les écosystèmes des monts sous-marins (par exemple, Levin et al., 2016; Miller et al., 2018). C'est pourquoi l'Autorité élabore actuellement des règlements visant à trouver un équilibre entre une éventuelle exploitation et la conservation de l'environnement.

Les déchets et les débris de plastique constituent une source de préoccupation croissante. Les lignes, les filets et les casiers de pêche perdus (par exemple, Maldonado et al., 2015; Vieira et al., 2015; Woodall et al., 2015) piègent ou blessent les espèces associées aux monts sous-marins. Des microplastiques ont été trouvés dans des organismes prélevés sur des monts sous-marins du sud de l'océan Indien, ainsi que dans les sédiments (Woodall et al., 2014; Taylor et al., 2016). On craint également que des espèces envahissantes puissent se propager par le biais de ces débris et de ces déchets.

Le rétablissement de ces écosystèmes (ainsi que de leur valeur économique et sociale) endommagés par les conséquences de la pêche ou d'éventuelles activités d'exploitation minière pourrait être très lent. La pêche autour des monts sous-marins peut entraîner la disparition d'une grande partie de la faune benthique,

entraînant un déclin de la biodiversité et de l'abondance (Clark et al., 2015). Les monts de la chaîne sous-marine Hawaiian-Emperor continuent de fournir de petites prises sporadiques (voir par exemple, Bensch et al., 2008) et plusieurs petites pêcheries d'hoplosthète orange au large de la Nouvelle-Zélande et de la Tasmanie ont été rouvertes [Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2018]. Toutefois, le rétablissement des habitats benthiques pourrait prendre des décennies. Quinze ans après la fin du chalutage, les séries chronologiques réalisées au large de la Nouvelle-Zélande montrent peu de signes d'évolution dans les communautés de coraux durs (Clark et al., 2019), bien que les populations d'anémones et de petits coraux aient pu connaître une augmentation sur certains monts sous-marins au large de la Tasmanie (Clark et al., 2010). Une étude récente conduite dans le Pacifique Nord montre des signes potentiels de reconstitution après le chalutage qui y a été pratiqué dans les années 1970 (Baco et al., 2019), mais une recherche japonaise sur un mont sous-marin où l'on pêchait auparavant des coraux précieux n'indique, quant à elle, aucun signe de rétablissement (Bruckner, 2014).

4. Principales recherches menées au cours des dernières années par région

4.1. Océan Arctique

Peu de travaux ont été entrepris sur les monts sous-marins dans les eaux arctiques. Cependant, en 2017, des taux élevés de densité et de diversité des éponges ont été observés sur le mont sous-marin du massif de Schultz, probablement associés à la présence de courants plus chauds, riches en oxygène et en nourriture (Jones et al., 2018).

4.2. Océan Atlantique Nord

De récents travaux ont porté sur les monts sous-marins de l'Atlantique du Nord-Est. Les données relatives au mont Anton Dohrn ont

révélé 13 biotopes, dont 10 répondaient aux critères de définition des écosystèmes marins vulnérables (Davies et al., 2015). Le mont Hebrides Terrace a été étudié pour la première fois en 2012, permettant d'identifier des habitats de coraux d'eau froide (Henry et al., 2014) et un site de frai pour la raie de Richardson *Bathyraja richardsoni* (Henry et al., 2016). Le programme Atlas de l'Union européenne a exploré les monts sous-marins de Bowditch (Bermudes) et des Formigas (Açores). Il a permis de repérer, sur le mont sous-marin Tropic, de vastes zones d'éponges (*Poliopogon amadou*), d'octocoralliaires, de récifs coralliens de *Solenosmilia variabilis*, de xénophyophores et de champs de crinoïdes (Ramiro-Sánchez et

al., 2019). Le mont sous-marin Tropic comporte de vastes zones d'encroûtements de ferromanganèse présentant un intérêt minier potentiel (Murton et al., 2017).

4.3. Océan Atlantique Sud

Des travaux récents liés à l'exploration minière, pétrolière et gazière ont permis de faire progresser les descriptions physico-chimiques de la chaîne de monts sous-marins Vitoria-Trindade et de l'élévation du Rio Grande (Bernardino et Sumida, 2017; Montserrat et al., 2019). Les monts sous-marins partagent des viviers d'espèces avec les talus continentaux voisins, mais il existe des substrats structurellement distincts d'une région à l'autre (O'Hara et al., 2010; Bernardino et al., 2016; Almada et Bernardino, 2017), ce qui laisse supposer une grande diversité de la faune benthique et pélagique (Perez et al., 2018).

Le Royaume-Uni a également effectué des relevés sur les monts sous-marins au large des îles de Sainte-Hélène et de l'Ascension et de l'archipel Tristan da Cunha².

4.4. Océan Indien

Les monts sous-marins de la région de l'océan Indien restent peu étudiés, bien que des recherches aient été menées ces dernières années sur plusieurs monts sous-marins de la dorsale sud-ouest indienne et de la dorsale de Madagascar (Rogers, 2016). Ces études ont révélé la présence de communautés microbiennes et phytoplanctoniques distinctes sur toute la dorsale (Djurhuus et al., 2017; Sonnekus et al., 2017), une grande diversité de céphalopodes (Laptikhovskiy et al., 2017) et une grande diversité de la faune benthique entre les monts sous-marins.

4.5. Océan Pacifique Nord

Les États-Unis ont mené diverses campagnes dans l'océan Pacifique Nord et central en 2015, en 2016 et en 2017, comprenant des relevés cartographiques et des plongées au moyen

de véhicules télécommandés sur les monts sous-marins et les crêtes du monument marin national de Papahānaumokuākea (dont la chaîne de monts sous-marins Hawaiian-Emperor) autour de plusieurs îles des États-Unis dans le Pacifique central. Ces campagnes se sont étendues jusqu'au Samoa, aux Tokélaou et aux Îles Cook. Dix-huit plongées ont été effectuées sur la chaîne de monts sous-marins Musician. Pour la plupart de ces monts, une seule plongée de véhicule télécommandé a été effectuée mais a permis de révéler des communautés de coraux et d'éponges benthiques diversifiées et abondantes (Kennedy et al., 2019). D'autres opérations, faisant intervenir des véhicules de plongée télécommandés, des carottages et des chaluts, ont été menées en 2019 sur quatre monts sous-marins dans le golfe d'Alaska.

Des chercheurs chinois ont, quant à eux, effectué plusieurs études sur les monts sous-marins du Pacifique Nord-Ouest, notamment les monts Caroline, Yap et Magellan.

Des travaux de prospection de plus en plus nombreux sont également effectués par des entreprises à la recherche de minerais en eaux profondes, qui disposent de licences d'exploration pour les encroûtements cobaltifères dans le Pacifique Nord-Ouest. Des entreprises [COMRA (Chine), KIOST (République de Corée), Fédération de Russie, JOGMEC (Japon)] ont échantillonné 11 monts sous-marins en 2017 et 2018 et y ont découvert de nombreuses nouvelles espèces parmi les communautés benthiques d'éponges, de coraux et d'échinodermes (voir par exemple, Wang et al., 2016; Dong et al., 2017). Un échantillonnage des collines abyssales et des monts sous-marins de la zone de fracture de Clarion-Clipperton a également été effectué.

Dans le Pacifique Nord canadien, Pêches et Océans Canada a procédé à une caractérisation de base de plusieurs monts sous-marins. En 2018, un réseau de surveillance autonome a été déployé pour recueillir des données environnementales sur le mont sous-marin Dellwood, ainsi que des hydrophones pour détecter la présence de baleines. Trente sites

² Voir www.bas.ac.uk/project/protecting-marine-ecosystems-in-the-south-atlantic.

potentiels de surveillance à long terme ont été établis à l'aide de relevés photographiques. Un plan scientifique est en cours d'élaboration pour le mont SGaan Kinghlas-Bowie et pour d'autres monts sous-marins du Pacifique.

4.6. Océan Pacifique Sud

Les recherches se sont concentrées sur l'étude du rétablissement potentiel des communautés benthiques depuis la fin du chalutage de fond. D'autres enquêtes de séries chronologiques ont été réalisées au large de la Nouvelle-Zélande en 2015 (Clark et al., 2019) et au large de la Tasmanie en 2018³. Les récifs de coraux durs initiaux se sont faiblement reconstitués au cours des 15 à 20 années qui se sont

écoulées depuis l'arrêt du chalutage sur certains monts sous-marins.

De récents relevés de monts sous-marins ont été effectués jusqu'à 3 000 m de profondeur au large des îles Galapagos (Équateur) (2015, 2016), ainsi que dans le parc marin de Nazca-Desventuradas (Chili) (2016) et en Australie (Nanson et al., 2018).

4.7. Océan Austral

Plusieurs monts et crêtes sous-marins ont été échantillonnés dans les eaux antarctiques ces dernières années. Des études néo-zélandaises ont porté sur « Long Ridge » (une partie de la dorsale Pacifique-Antarctique) en 2018, et sur la chaîne de monts sous-marins Scott en 2019.

5. Perspectives

D'importantes recherches ont été menées au cours de la dernière décennie. Les futures initiatives internationales prévues par le Global Seamounts Project⁴, le nouveau groupe de travail InterRidge sur les monts sous-marins et les îles associées aux dorsales médianes océaniques, et les initiatives visant à poursuivre l'étude des monts sous-marins dans le cadre de la Décennie des Nations Unies pour l'étude des océans en vue du développement durable peuvent compléter les recherches nationales en cours portant sur les questions liées à la biodiversité locale ou à l'incidence de la pêche. En 2017, l'Union européenne, le Brésil et l'Afrique du Sud ont signé la déclaration de Belém, un cadre panatlantique de financement du projet iAtlantic (2019-2023)⁵, par le biais duquel plusieurs relevés de monts sous-marins seront effectués dans l'Atlantique.

Même si la perspective d'une éventuelle exploitation minière en eaux profondes sur les monts sous-marins représente une menace, l'Autorité internationale des fonds marins exige un volume considérable de données

environnementales de base comme condition d'exploration des zones situées au-delà des juridictions nationales, ce qui permettra d'accroître les connaissances sur les monts sous-marins dans plusieurs régions au cours des dix prochaines années.

S'il est difficile de prévoir leurs effets au cours de la prochaine décennie, les études menées par Rogers (2015) et par Sweetman et al. (2017) suggèrent que les changements climatiques (hausse des températures, réduction des concentrations d'oxygène, baisse de l'horizon de saturation en aragonite) demeurent une grave menace pour les biocénoses des monts sous-marins. Certaines espèces de la faune des monts sous-marins, comme les coraux d'eau froide, sont vulnérables aux changements des caractéristiques des masses d'eau (voir par exemple, Guinotte et al., 2006; Matos et al., 2017; Hebbeln et al., 2019). Les plus grands changements aux profondeurs bathyales (Sweetman et al., 2017) concernent les monts sous-marins, qui permettent des pêches productives ou hébergent une grande

³ Voir <https://ecos.csiro.au/deep-sea-life>.

⁴ Disponible à l'adresse <https://osf.io/xtg5c>.

⁵ Disponible à l'adresse www.iatlantic.eu.

biodiversité. Toutefois, comme les monts sous-marins couvrent un plus grand éventail de profondeurs, il est possible qu'ils soient moins sensibles que le fond marin environnant à l'acidification des océans, et qu'ils puissent dès lors servir de refuges temporaires (Tittensor et al., 2010).

Il est possible que les monts sous-marins bénéficient d'une meilleure protection à l'échelle mondiale, ce qui viendrait s'ajouter aux efforts consentis par différents pays en vue de leur conservation dans l'Atlantique Nord, dans le Pacifique Sud-Ouest et dans le Pacifique Nord-Est (Morato et al., 2010) et aux récentes restrictions des activités de pêche mises en place au large des côtes ouest du Canada et du Chili, dans l'Atlantique Nord (Natura 2000) et dans les eaux hawaïennes. Le financement

du tourisme peut également accroître la conservation future des monts sous-marins (Ison et al., 2021). Certaines zones de monts sous-marins dans le Pacifique oriental ont été protégées d'éventuelles activités d'exploration et d'exploitation minières des fonds marins par un plan régional de gestion environnementale adopté par l'Autorité internationale des fonds marins. Les organisations régionales de gestion des pêches recenseront probablement un nombre de plus en plus grand de monts sous-marins en tant qu'écosystèmes marins vulnérables (FAO, 2009) et de nombreux monts sous-marins sont déjà classés comme zones importantes sur le plan écologique ou biologique (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2009).

6. Principales lacunes en matière de connaissances

Les lacunes en matière de connaissances qui avaient été soulignées dans la première Évaluation (Nations Unies, 2017b) subsistent en grande partie : peu de monts sous-marins ont fait l'objet d'échantillonnages à ce jour (quelques progrès); des modèles prédictifs de l'adéquation des habitats ont été élaborés, mais n'ont pas été testés (quelques progrès); les composantes pélagiques des écosystèmes des monts sous-marins sont mal connues, en particulier la zone bathypélagique, plus profonde (encore largement vrai); de nombreux facteurs de stress doivent être évalués, notamment la perturbation des habitats, les polluants, les changements climatiques, l'acidification et la désoxygénation, et considérés collectivement (demeure une lacune importante); la compréhension de l'efficacité des zones fermées reste à ce jour limitée (quelques progrès).

Il existe plusieurs bases de données mondiales et nationales sur les monts sous-marins, notamment le Seamount Catalog (données géologiques principalement)⁶, SeamountsOnline (données biologiques) et le Seamount Ecosystem Evaluation Framework (données

écologiques); d'autres concernent la Nouvelle-Zélande (Rowden et al., 2008), les Açores (Morato et al., 2008) et le Pacifique Sud occidental (Allain et al., 2008). Toutefois, elles n'ont pas été complètement mises à jour avec les données sur les monts sous-marins qui ont fait l'objet d'échantillonnages depuis la première Évaluation. Il est urgent de mettre à jour le registre des sondages et des activités d'échantillonnage sur les monts sous-marins.

Étant donné le très faible nombre de monts sous-marins étudiés à l'échelle mondiale, il reste des lacunes importantes dans la compréhension scientifique de l'étendue et des caractéristiques de la biodiversité des monts sous-marins et de leur résilience face aux changements climatiques et aux activités humaines (Clark et al., 2012). La collecte de ces données de base nécessite l'application de nombreux outils comme la télédétection, l'échantillonnage direct et les sondages visuels (voir Clark et al., 2016). Le recensement taxonomique précis et cohérent de la faune des monts sous-marins soulève les mêmes difficultés que dans de nombreux habitats d'eaux profondes. La nécessité d'améliorer la cohérence

⁶ Disponible à l'adresse <https://earthref.org/SC>.

de l'échantillonnage dans de multiples disciplines a inspiré l'élaboration du General Ocean Survey and Sampling Iterative Protocol (« Protocole itératif général pour l'échantillonnage et les sondages océaniques ») (Woodall et al., 2018). De nouvelles techniques, telles que l'intelligence artificielle pour l'identification des espèces, l'analyse de l'ADN environnemental, les approches génétiques des paysages marins et les flotteurs Argo profonds, seront

probablement largement mises à contribution, et sont indispensables pour améliorer notre connaissance des environnements des monts sous-marins. D'autres études fondées sur des séries chronologiques sont nécessaires pour étudier la résilience à long terme et le potentiel de reconstitution des communautés de monts sous-marins touchées, et pour éclairer leur gestion future.

7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

Les monts sous-marins peuvent jouer un rôle important dans l'écosystème des grands fonds marins. Les relevés en eaux profondes doivent inclure les monts sous-marins afin d'améliorer notre compréhension de la structure et de la fonction de leurs écosystèmes, condition préalable aux activités humaines. Toutefois, compte tenu des lacunes en matière de capacités scientifiques, de l'éloignement des habitats d'eau profonde et de leur exploration limitée, on peut supposer qu'il existe des lacunes importantes en matière de capacités et d'informations, même dans les pays industrialisés bien développés. Partout dans le monde, la

répartition des monts sous-marins chevauche des zones concernées par les activités industrielles, présentes et futures, comme la pêche dans le Pacifique occidental, l'exploitation pétrolière et gazière offshore en Afrique et dans les Antilles, et les éventuelles activités d'exploration et d'exploitation minières en haute mer dans les zones de monts sous-marins et de dorsales de l'océan Pacifique (Nord-Ouest et Sud-Ouest) et de l'océan Indien. Le renforcement des capacités scientifiques et en matière de gestion nécessite une collaboration et une coopération étroites entre les pays en développement et les pays développés.

Références

- Allain, Valérie, and others (2008). Enhanced seamount location database for the western and central Pacific Ocean: screening and cross-checking of 20 existing datasets. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 55, No. 8, pp. 1035–1047.
- Almada, Gustavo Vaz de Mello Baez, and Angelo Fraga Bernardino (2017). Conservation of deep-sea ecosystems within offshore oil fields on the Brazilian margin, SW Atlantic. *Biological Conservation*, vol. 206, pp. 92–101.
- Anderson, Owen F., and others (2016a). Field validation of habitat suitability models for vulnerable marine ecosystems in the South Pacific Ocean: implications for the use of broad-scale models in fisheries management. *Ocean & Coastal Management*, vol. 120, pp. 110–126.
- Anderson, Owen F., and others (2016b). Habitat suitability models for predicting the occurrence of vulnerable marine ecosystems in the seas around New Zealand. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 115, pp. 265–292.
- Baco, Amy R., and others (2017). Defying dissolution: discovery of deep-sea scleractinian coral reefs in the North Pacific. *Scientific Reports*, vol. 7, No.1, art. 5436.
- Baco, Amy R., and others (2019). Amid fields of rubble, scars, and lost gear, signs of recovery observed on seamounts on 30- to 40-year time scales. *Science Advances*, vol. 5, No. 8, eaaw4513.

- Beeston, Mark A., and others (2018). Hydrological features above a Southern Ocean seamount inhibit larval dispersal and promote speciation: evidence from the bathyal mytilid *Dacrydium alleni* sp. nov. (Mytilidae: Bivalvia). *Polar Biology*, vol. 41, No. 7, pp. 1493–1504.
- Bensch, Alexis, and others (2008). *Worldwide Review of Bottom Fisheries in the High Seas*. vol. 522. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome.
- Bernardino, Angelo F., and Paulo Y.G. Sumida (2017). Deep risks from offshore development. *Science*, vol. 358, No. 6361, pp. 312–312.
- Bernardino, Angelo Fraga, and others (2016). Bathymetric and regional changes in benthic macrofaunal assemblages on the deep Eastern Brazilian margin, SW Atlantic. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 111, pp. 110–120.
- Bruckner, A.W. (2014). Advances in management of precious corals in the family Corallidae: are new measures adequate? *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 7, pp. 1–8.
- Carmo, Vanda, and others (2013). Variability of zooplankton communities at Condor seamount and surrounding areas, Azores (NE Atlantic). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 98, pp. 63–74.
- Clark, Malcolm R. (2009). Deep-sea seamount fisheries: a review of global status and future prospects. *Latin American Journal of Aquatic Research*, vol. 37, No. 3, pp. 501–512.
- Clark, Malcolm R., and others (2007). Large-scale distant-water trawl fisheries on seamounts. *Seamounts: Ecology, Fisheries, and Conservation*, vol. 12, pp. 361–399.
- Clark, Malcolm R., and others (2010). The ecology of seamounts: structure, function, and human impacts. *Annual Review of Marine Science*, vol. 2, pp. 253–278.
- Clark, Malcolm R., and others (2012). Science priorities for seamounts: research links to conservation and management. *PloS One*, vol. 7, No. 1, e29232.
- Clark, Malcolm R., and others (2015). The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: a review. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 73, No. suppl. 1, pp. i51–i69.
- Clark, Malcolm R., and others (2016). *Biological Sampling in the Deep Sea*. Oxford: Wiley-Blackwell.
- Clark, Malcolm R., and others (2017). Biodiversity of the Kermadec Islands and offshore waters of the Kermadec Ridge: report of a coastal, marine mammal and deep-sea survey (TAN1612). *New Zealand Aquatic Environment and Biodiversity Report*, No. 179, pp. 95.
- Clark, Malcolm R., and others (2019). Little evidence of benthic community resilience to bottom trawling on seamounts after 15 years. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, p. 63.
- Da Silva, Helder Marques, and Mário Rui Pinho (2007). Small-scale fishing on seamounts. In *Seamounts: Ecology Fisheries and Conservation, Fisheries and Aquatic Resource Series, Blackwell Scientific*, T.J. Pitcher and others, eds., pp. 335–360. Fish and Aquatic Resources Series. Oxford: Blackwell Science.
- Davies, Andrew J., and John M. Guinotte (2011). Global habitat suitability for framework-forming cold-water corals. *PloS One*, vol. 6, No. 4, e18483.
- Davies, Jaime S., and others (2015). Benthic assemblages of the Anton Dohrn Seamount (NE Atlantic): defining deep-sea biotopes to support habitat mapping and management efforts with a focus on vulnerable marine ecosystems. *PloS One*, vol. 10, No. 5, e0124815.
- Denda, A., and Bernd Christiansen (2014). Zooplankton distribution patterns at two seamounts in the subtropical and tropical NE Atlantic. *Marine Ecology*, vol. 35, No. 2, pp. 159–179.
- Denda, A., and others (2017). Microzooplankton and meroplanktonic larvae at two seamounts in the subtropical and tropical NE Atlantic. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 97, No. 1, pp. 1–27.
- Djurhuus, A., and others (2017). The spatial distribution of particulate organic carbon and microorganisms on seamounts of the South West Indian Ridge. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 136, pp. 73–84.

- Dong, Dong, and others (2017). Three squat lobsters (Crustacea: Decapoda: Anomura) from tropical West Pacific seamounts, with description of a new species of *Uroptychus* Henderson, 1888. *Zootaxa*, vol. 4311, No. 3, pp. 389–398.
- Du Preez, Cherisse, and others (2016). The structure and distribution of benthic communities on a shallow seamount (Cobb Seamount, Northeast Pacific Ocean). *PloS One*, vol. 11, No. 10, e0165513.
- Dueñas, Luisa F., and others (2016). The Antarctic Circumpolar Current as a diversification trigger for deep-sea octocorals. *BMC Evolutionary Biology*, vol. 16, No. 1, art. 2.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2009). *International Guidelines for the Management of Deep-Sea Fisheries in the High-Seas*. 42. Rome.
- _____ (2018). *Global Review of Orange Roughy (Hoplostethus Atlanticus), Their Fisheries, Biology and Management*. Geoffrey Tingley and Matthew Dunn, eds. FAO Fisheries and Technical Paper 622. Rome.
- Guinotte, John M., and others (2006). Will human-induced changes in seawater chemistry alter the distribution of deep-sea scleractinian corals? *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 4, No. 3, pp. 141–146.
- Harris, Peter, and others (2014). Geomorphology of the oceans. *Marine Geology*, vol. 352, pp. 4–24. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2014.01.011>.
- Hebbeln, Dierk, and others (2019). The fate of cold-water corals in a changing world: a geological perspective. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 119.
- Hein, James R., and others (2013). Deep-ocean mineral deposits as a source of critical metals for high- and green-technology applications: comparison with land-based resources. *Ore Geology Reviews*, vol. 51, pp. 1–14.
- Henry, L.-A., and others (2016). Seamount egg-laying grounds of the deep-water skate *Bathyraja richardsoni*. *Journal of Fish Biology*, vol. 89, No. 2, pp. 1473–1481.
- Henry, Lea-Anne, and others (2014). Environmental variability and biodiversity of megabenthos on the Hebrides Terrace Seamount (Northeast Atlantic). *Scientific Reports*, vol. 4, art. 5589.
- Holland, L.P., and others (2019). *Genetic connectivity of deep-sea corals in the New Zealand region*. New Zealand Aquatic Environment & Biodiversity Report No. 245, Wellington.
- Howell, Kerry L., and others (2010). Mounting evidence: near-slope seamounts are faunally indistinct from an adjacent bank. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 52–62.
- Ison, S., and others (2021). Tourist preferences for seamount conservation in the Galapagos Marine Reserve. *Frontiers in Marine Science*.
- Jones, E.M., and others (2018). Oceanographic setting and short-timescale environmental variability at an Arctic seamount sponge ground. *Deep Sea Research I*, vol. 138, pp. 98–113.
- Kennedy, Brian R.C., and others (2019). The unknown and the unexplored: insights into the Pacific Deep-Sea following NOAA CAPSTONE expeditions. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 21.
- Kvile, Kristina Ø., and others (2014). A global assessment of seamount ecosystems knowledge using an ecosystem evaluation framework. *Biological Conservation*, vol. 173, pp. 108–120.
- Laptikhovskiy, V., and others (2017). Cephalopods of the Southwest Indian Ocean Ridge: a hotspot of biological diversity and absence of endemism. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 136, pp. 98–107.
- Lavelle, J. William, and Christian Mohn (2010). Motion, commotion, and biophysical connections at deep ocean seamounts. *Oceanography*, vol. 23, No. 1, pp. 90–103.
- Lemos, A.T., and others (2018). Annual phytoplankton blooming using satellite-derived chlorophyll-a data around the Vitória-Trindade Chain, Southeastern Brazil. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 136, pp. 62–71.
- Letessier, Tom B., and others (2017). Seamount influences on mid-water shrimps (Decapoda) and gnathophausiids (Lophogastridea) of the South-West Indian Ridge. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 136, pp. 85–97.

- Levin, Lisa A., and others (2016). Defining “serious harm” to the marine environment in the context of deep-seabed mining. *Marine Policy*, vol. 74, pp. 245–259.
- Maldonado, Manuel, and others (2015). Aggregated clumps of lithistid sponges: a singular, reef-like bathyal habitat with relevant paleontological connections. *PloS One*, vol. 10, No. 5, e0125378.
- Matos, Lélia, and others (2017). Coral mound development at the Campeche cold-water coral province, southern Gulf of Mexico: implications of Antarctic Intermediate Water increased influence during interglacials. *Marine Geology*, vol. 392, pp. 53–65.
- Meirelles, Pedro M., and others (2015). Baseline assessment of mesophotic reefs of the Vitória-Trindade seamount chain based on water quality, microbial diversity, benthic cover and fish biomass data. *PloS One*, vol. 10, No. 6, e0130084.
- Meredith, Michael P., and others (2015). Circulation, retention, and mixing of waters within the Weddell-Scotia Confluence, Southern Ocean: the role of stratified Taylor columns. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 120, No. 1, pp. 547–562.
- Miller, Karen J., and Rasanthi M. Gunasekera (2017). A comparison of genetic connectivity in two deep sea corals to examine whether seamounts are isolated islands or stepping stones for dispersal. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 46103.
- Miller, Kathryn A., and others (2018). An overview of seabed mining including the current state of development, environmental impacts, and knowledge gaps. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 418.
- Montserrat, Francesc, and others (2019). Deep-sea mining on the Rio Grande Rise (Southwestern Atlantic): a review on environmental baseline, ecosystem services and potential impacts. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 145, pp. 31–58.
- Morato, Telmo, and others (2008). Evidence of a seamount effect on aggregating visitors. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 357, pp. 23–32.
- Morato, Telmo, and others (2010). Can we protect seamounts for research? A call for conservation. *Oceanography*, vol. 23, No. 1, pp. 190–199.
- Murton, B.J., and others (2017). Detailed description of FeMn crusts at Tropic Seamount. *Proceedings of the American Geophysical Union, Fall Meeting 2017*, abstract #OS34A-05. Washington, D.C.: American Geophysical Union.
- Nanson, R., and others (2018). An eco-narrative of Gifford Marine Park: Temperate East marine region. *Report to the National Environmental Science Programme, Marine Biodiversity Hub*. Geoscience Australia.
- Narayanaswamy, Bhavani E., and others (2013). First observations of megafaunal communities inhabiting George Bligh Bank, northeast Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 92, pp. 79–86.
- Nishida, K., and others (2016). Prey use by three deep-sea fishes in the Emperor Seamount waters, North Pacific Ocean, as revealed by stomach contents and stable isotope analyses. *Environmental Biology of Fishes*, vol. 99, No. 4, pp. 335–349.
- O’Hara, Timothy D., and others (2010). Environmental predictors and turnover of biota along a seamount chain. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 84–94.
- Pante, Eric, and others (2015). An inter-ocean comparison of coral endemism on seamounts: the case of *Chrysogorgia*. *Journal of Biogeography*, vol. 42, No. 10, pp. 1907–1918.
- Pereira-Filho, Guilherme H., and others (2012). Extensive rhodolith beds cover the summits of southwestern Atlantic Ocean seamounts. *Journal of Coastal Research*, vol. 28, No. 1, pp. 261–269.
- Perez, Jose Angel Alvarez, and others (2018). Benthopelagic megafauna assemblages of the Rio Grande Rise (SW Atlantic). *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 134, pp. 1–11.
- Pitcher, Tony J., and others (2007). *Seamounts: Ecology, Fisheries & Conservation*. Oxford: Blackwell.
- Pitcher, Tony J., and others (2010). Seamount fisheries: do they have a future? *Oceanography*, vol. 23, No. 1, pp. 134–144.

- Preciado, Izaskun, and others (2017). Food web functioning of the benthopelagic community in a deep-sea seamount based on diet and stable isotope analyses. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 137, pp. 56–68.
- Ramiro-Sánchez, Berta, and others (2019). Characterization and mapping of a deep-sea sponge ground on the Tropic Seamount (northeast tropical Atlantic): implications for spatial management in the high seas. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 278.
- Ramos, Manuela, and others (2016). Patterns in megabenthic assemblages on a seamount summit (Ormonde Peak, Goringe Bank, Northeast Atlantic). *Marine Ecology*, vol. 37, No. 5, pp. 1057–1072.
- Read, Jane, and Raymond Pollard (2017). An introduction to the physical oceanography of six seamounts in the southwest Indian Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 136, pp. 44–58.
- Rogers, A. (2016). Pelagic ecology of the South West Indian Ocean Ridge seamounts: introduction and overview. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 136, pp. 1–4.
- _____ (2018). The biology of seamounts: 25 years on. *Advances in Marine Biology*, vol. 79, pp. 137–223.
- _____ (2015). Environmental change in the deep ocean. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 40, pp. 1–38.
- Rowden, A.A., and others (2008). *New Zealand's "SEAMOUNT" database: recent updates and its potential use for ecological risk assessment*. Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 27.
- Rowden, A.A., and others (2010a). A test of the seamount oasis hypothesis: seamounts support higher epibenthic megafaunal biomass than adjacent slopes. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 95–106.
- Rowden, A.A., and others (2010b). Paradigms in seamount ecology: fact, fiction and future. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 226–241.
- Rowden, A.A., and others (2017). High-resolution habitat suitability models for the conservation and management of vulnerable marine ecosystems on the Louisville Seamount Chain, South Pacific Ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 335.
- Schlacher, Thomas A., and others (2014). Seamount benthos in a cobalt-rich crust region of the central Pacific: conservation challenges for future seabed mining. *Diversity and Distributions*, vol. 20, No. 5, pp. 491–502.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2009). *Azores Scientific Criteria and Guidance for Identifying Ecologically or Biologically Significant Marine Areas and Designing Representative Networks of Marine Protected Areas in Open Ocean Waters and Deep Sea Habitats*. Montreal, Canada.
- Sonnekus, Martinus J., and others (2017). Phytoplankton and nutrient dynamics of six South West Indian Ocean seamounts. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 136, pp. 59–72.
- Staudigel, Hubert and others (2010). Seamount sciences: quo vadis? *Oceanography*, vol. 23, No. 1, pp. 212–213.
- Stefanoudis, P., and others (2019). Depth-dependent structuring of reef fish assemblages from the shallows to the rariphotic zone. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 307.
- Stocks, Karen I. (2010). BOX 10-SeamountsOnline: A Desktop Window Into the Lives of Seamounts. *Oceanography*, vol. 23, No. 1, p. 145.
- Stocks, Karen I., and others (2012). CenSeam, an international program on seamounts within the census of marine life: achievements and lessons learned. *PLoS One*, vol. 7, No. 2, e32031.
- Sweetman, Andrew K., and others (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, pp. 1–23.
- Taylor, M.L., and others (2016). Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 33997.
- Tittensor, Derek P., and others (2010). Seamounts as refugia from ocean acidification for cold-water stony corals. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 212–225.

- Tracey, Dianne M., and others (2011). Habitat-forming cold-water corals show affinity for seamounts in the New Zealand region. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 430, pp. 1–22.
- Turnewitsch, Robert, and others (2016). Tidal influence on particulate organic carbon export fluxes around a tall seamount. *Progress in Oceanography*, vol. 149, pp. 189–213.
- United Nations (2017a). Chapter 51: Biological communities on seamounts and other submarine features potentially threatened by disturbance. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Victorero, Lissette, and others (2018). Species replacement dominates megabenthos beta diversity in a remote seamount setting. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 4152.
- Vieira, Rui P., and others (2015). Lost fishing gear and litter at Gorringe Bank (NE Atlantic). *Journal of Sea Research*, vol. 100, pp. 91–98.
- Wang, Dexiang, and others (2016). Three new species of glass sponges Phoronematidae (Porifera: Hexactinellida) from the deep-sea of the northwestern Pacific Ocean. *Zootaxa*, vol. 4171, No. 3, pp. 562–574.
- Watson, Reg, and others (2007). Catches from world seamount fisheries. In *Seamounts: Ecology, Fisheries & Conservation*, Tony J. Pitcher and others, eds., pp. 400–412. Oxford: Blackwell Publishing.
- Wessel, Paul, and others (2010). The global seamount census. *Oceanography*, vol. 23, No. 1, pp. 24–33.
- Woodall, Lucy C., and others (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, vol. 1, No. 4, 140317.
- Woodall, Lucy C., and others (2015). Deep-sea litter: a comparison of seamounts, banks and a ridge in the Atlantic and Indian Oceans reveals both environmental and anthropogenic factors impact accumulation and composition. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 3.
- Woodall, Lucy C., and others (2018). A multidisciplinary approach for generating globally consistent data on mesophotic, deep-pelagic, and bathyal biological communities. *Oceanography*, vol. 31, No. 3, pp. 76–89.
- Yesson, Chris, and others (2011). The global distribution of seamounts based on 30 arc seconds bathymetry data. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 58, No. 4, pp. 442–453.
- Yesson, Chris, and others (2012). Global habitat suitability of cold-water octocorals. *Journal of Biogeography*, vol. 39, No. 7, pp. 1278–1292.
- Yesson, Chris, and others (2017). The global distribution of deep-water Antipatharia habitat. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 145, pp. 79–86.
- Zeng, Cong, and others (2017). Population genetic structure and connectivity of deep-sea stony corals (Order Scleractinia) in the New Zealand region: Implications for the conservation and management of vulnerable marine ecosystems. *Evolutionary Applications*, vol. 10, No. 10, pp. 1040–1054.

Chapitre 7M

Plaines abyssales

Contributeurices et contributeurs : Jeroen Ingels (organisateur de l'équipe de rédaction), Diva Amon, Angelo F. Bernardino, Punyasloke Bhadury, Holly Bik, Malcolm R. Clark, Thomas Dahlgren, Daniel O.B. Jones, Craig McClain, Clifton Nunnally, Paul Snelgrove, Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe pour le sous-chapitre) et Moriaki Yasuhara.

Principales observations

- Les abysses se situent entre 3 000 et 6 000 m de profondeur. Elles couvrent une plus grande partie de la surface de la Terre que tous les autres habitats réunis.
- Le présent chapitre est le premier de l'Évaluation mondiale de l'océan consacré aux abysses. Il a pour objet d'évaluer la biodiversité, les différences régionales, la biogéographie, ainsi que les changements et les incidences résultant des facteurs de perturbation naturels et de l'activité anthropique.
- De manière générale, la biodiversité abyssale n'est pas bien comprise. Ainsi, de nombreuses lacunes subsistent dans notre compréhension actuelle de l'évolution des abysses et de leur biogéographie, ainsi que de la distribution, de la connectivité et des réactions de leurs organismes aux modifications de leur environnement.
- Si nous n'avons qu'une connaissance fragmentaire de la taxonomie abyssale, c'est en grande partie en raison des difficultés rencontrées dans l'échantillonnage de cette vaste région difficile d'accès et, par conséquent, du faible nombre de recherches dont elle fait l'objet, lequel constitue un obstacle à l'avancée des connaissances scientifiques.
- La plupart des environnements abyssaux contribuent aux mécanismes qui régissent le fonctionnement des écosystèmes d'eau profonde et de la planète, et sont étroitement liés à la production en surface et aux processus pélagiques.
- Malgré leur éloignement, les changements climatiques et les incidences anthropiques se font ressentir sur les abysses.

1. Introduction

1.1. Situation telle qu'elle ressort de la première Évaluation mondiale de l'océan

La première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017d) contenait une brève description des milieux abyssaux, dans les chapitres 1 (Nations Unies, 2017a) et 36F (Nations Unies, 2017c), ainsi que dans les chapitres consacrés à la biodiversité dans différentes régions océaniques. On y relevait la dépendance des habitats abyssaux à l'égard du flux de nourriture provenant des couches supérieures de l'océan, les éventuelles incidences des changements climatiques et enfin les impacts probables de l'exploration et de l'exploitation minières des grands fonds marins sur ces milieux. Des incertitudes persistent concernant la biodiversité abyssale et ses liens potentiels avec les organismes pélagiques et ceux des eaux de surface, et concernant les changements qui pourraient y survenir. La première Évaluation ne contenait pas la description complète de la biodiversité abyssale fournie dans le présent chapitre.

1.2. Aspects généraux

La zone abyssale (3 000 – 6 000 m de profondeur) (Gage et Tyler, 1991) s'étend sur la majorité de la Terre (environ 58 % de la surface de la planète). Elle comprend principalement de vastes zones de plaines de fonds marins couvertes de sédiments généralement fins, ponctuées de substrats durs répartis de façon sporadique au niveau d'éminences topographiques prenant la forme de buttes, de monts sous-marins, de crêtes médio-océaniques et d'arcs insulaires, ainsi que de dépressions prenant la forme de vallées et de tranchées plus profondes. Cet écosystème est en outre caractérisé par l'absence totale de pénétration de la lumière solaire et de production primaire *in situ* (à l'exception de quelques chimiosynthèses, voir chap. 7P), ce qui le fait dépendre d'une « pluie » variable de matériaux provenant de la zone euphotique, c'est-à-dire la zone la plus proche de la surface. Bien qu'elles soient limitées sur le plan alimentaire, l'abondance y étant faible par rapport à la plupart des habitats d'eau profonde (Gage et Tyler, 1991), les

abysses servent de cadre de vie à une méiofaune, à une macrofaune et à une mégafaune de grande diversité alpha et bêta (Rex et Etter, 2010). La quantité et la qualité des particules alimentaires qui tombent de la surface de l'océan modulent fortement la structure et la fonction des écosystèmes (Smith et al., 2008; McClain et al., 2012a). Cependant, on comprend encore mal les mécanismes de rétroaction par le biais du cycle des nutriments dans la colonne d'eau (Thurber et al., 2014). Les régions abyssales se distinguent les unes des autres par leurs variables physiques, par les caractéristiques de leurs eaux de surface et par des distinctions biogéographiques, qui se ressentent sur leurs organismes, leur biocénose et leur biodiversité.

La biodiversité abyssale varie dans l'espace (Glover et al., 2002; Woolley et al., 2016; Simon-Lledó et al., 2019a) et dans le temps (Ruhl et al., 2008). Même si la distribution de la biodiversité à l'échelle régionale et mondiale reste méconnue, on sait que certaines régions, telles que les abysses de l'océan Austral (Brandt et al., 2006; Griffiths, 2010) et du Pacifique équatorial (Glover et al., 2002; Amon et al., 2016a), abritent d'importants réservoirs de biodiversité. Pour les quelques taxons étudiés, la connectivité semble élevée (Baco et al., 2016; Taboada et al., 2018). Néanmoins, les études sur la diversité fonctionnelle des grands fonds marins, y compris des fonds abyssaux, viennent à peine de commencer (voir par exemple Chapman et al., 2019; Christodoulou et al., 2019; O'Hara et al., 2019). La

connaissance de la biodiversité varie d'une région à l'autre. Ces dernières années, l'intérêt pour l'exploration et l'exploitation minières des fonds marins (voir chap. 18) a contribué à générer de nouvelles informations pour des régions telles que la zone de fracture Clarion-Clipperton, dans le Pacifique central (voir par exemple, Dahlgren et al., 2016; Glover et al., 2016a; Amon et al., 2017a, 2017b; Marsh et al., 2018; Wiklund et al., 2019), indiquant la présence d'une vie biodiversifiée mais vulnérable (Vanreusel et al., 2016).

Les effets des changements climatiques se feront probablement ressentir sur les abysses (Yasuhara et Danovaro, 2016; Sweetman et al., 2017). Les projections suggèrent une augmentation de la température et de l'acidification des abysses océaniques, ainsi qu'une diminution de la concentration en oxygène et du flux descendant de matière organique. Il y aura probablement des réactions au niveau d'autres processus océanographiques, avec pour résultat un renforcement de la stratification et une réduction de l'échange de masses d'eau. Étant donné l'étroitesse des niches environnementales des biotes abyssaux, de tels changements pourraient entraîner des transferts géographiques et accroître la vulnérabilité des organismes abyssaux à d'autres incidences anthropiques (Levin et al., 2020). La compréhension actuelle des incidences anthropiques sur les écosystèmes abyssaux reste faible, mais fait ressortir une vulnérabilité qui va très probablement s'accroître à l'avenir.

2. Évolution des états de référence, documentation du statut et changements dans la biodiversité abyssale

Les difficultés de l'échantillonnage dans des sites éloignés, situés à des profondeurs de plus de 3 000 m, sont un des facteurs expliquant le sous-échantillonnage des milieux abyssaux (Glover et al., 2018). Les inventaires

de la biodiversité témoignent de cette lacune (figures I et II). De plus, les travaux d'échantillonnage ont davantage porté sur les fonds marins que sur le domaine pélagique, vaste et très variable.

Figure I.A
 Nombre d'entrées du Système d'information sur la biodiversité des océans (OBIS) selon la profondeur de l'océan

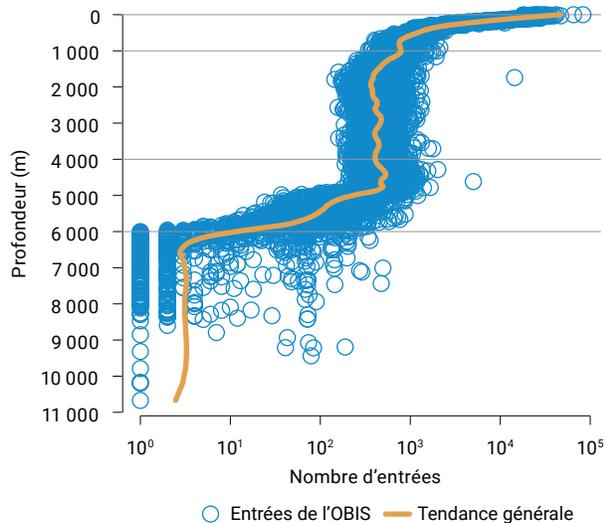
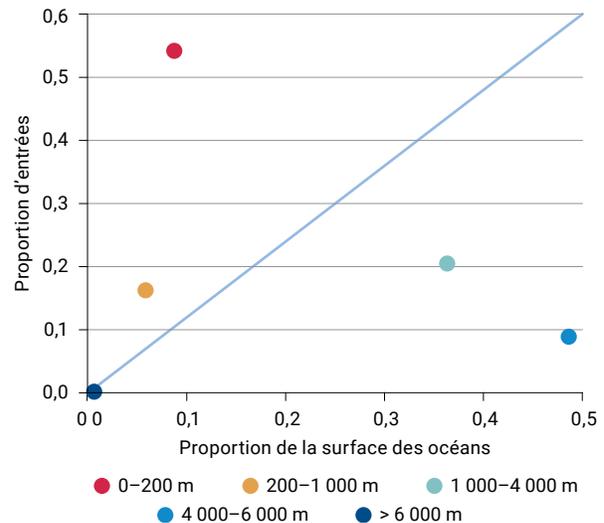


Figure I.B
 Proportion de toutes les entrées de l'OBIS trouvées dans différentes zones de profondeur, rapportée à la proportion de l'océan mondial qui se trouve à ces profondeurs



Source : Webb et al., 2010.

Notes : La ligne 1:1 indique les zones de l'océan qui ont proportionnellement plus (points au-dessus de la ligne) ou moins (points en dessous de la ligne) d'entrées que prévu compte tenu de leur superficie. Cette représentation donne une vision prudente de la sous- et de la surreprésentation en fonction du volume de chaque habitat.

2.1. Biodiversité benthique abyssale et couplage benthopélagique

L'habitat biogène forme une grande partie de la structure fine de l'habitat sur les sédiments. Cette ressource alimentaire répartie de façon éparse contribue elle aussi à la structure fine des fonds marins (McClain et Schlacher, 2015). Le courant, à la vitesse typiquement faible, n'entraîne qu'une érosion minimale des sédiments (Smith et al., 2008) mais en influence la composition (McCave, 2017). Les eaux abyssales sont froides (< 5 °C) et leur température est relativement constante (Sweetman et al., 2017); elles se caractérisent en outre par une pression hydrostatique extrêmement élevée.

Le transfert de matière organique vers les abysses se fait principalement par chute du carbone organique particulaire, lequel est en grande partie produit dans les eaux de surface par la production primaire photosynthétique et par le zooplancton, ce dernier générant des

produits secondaires et dérivés (Cavan et al., 2015). De plus, les carcasses de vertébrés marins peuvent couler et s'échouer sur la plaine abyssale en l'espace de quelques jours, augmentant temporairement les ressources alimentaires locales (Amon et al., 2016b). L'exportation de matière organique de la surface vers les profondeurs abyssales peut se faire en quelques jours, mais les taux varient (Smith et al., 2008). La dynamique de l'exportation des particules, comme l'exportation estivale à partir des couches supérieures, peut fortement influencer les processus biogéochimiques dans les abysses (Bouef et al., 2019). Cependant, la reminéralisation qui se produit dans la colonne d'eau fait que la matière organique qui atteint le fond abyssal est en très faible quantité : à peine environ 0,5 à 5,0 % de la production de surface (Smith et al., 2009; Smith et al., 2008; Lutz et al., 2007). L'arrivée de nourriture agit sur les biocénoses abyssales et sur leur diversité, sur leur abondance, sur leur densité et sur leur composition, tandis que d'importants groupes

microbiens influencent des processus tels que le cycle du carbone et de l'azote, et que le transport vertical de la matière organique façonne la composition et la biogéographie des communautés de procaryotes (et d'eucaryotes) des grands fonds marins (Mestre et al., 2018). La faible disponibilité énergétique se traduit dans les abysses par de faibles valeurs d'abondance, de biomasse et de vitesses biologiques (métabolisme, croissance et reproduction) (Smith et al., 2008; Wei et al., 2010).

La biomasse totale de toutes les classes de taille benthique diminue généralement avec la profondeur, sauf en ce qui concerne

les bactéries et les archées, qui dominent la biomasse de la plaine abyssale et des zones plus profondes (Wei et al., 2010). D'après les estimations obtenues par modélisation, la biomasse procaryote mondiale sur le fond marin serait d'environ 35 mégatonnes de carbone (Wei et al., 2010). Ainsi, les activités des biocénoses microbiennes influencent fortement le type et l'abondance des nutriments libérés dans le domaine pélagique. Les microbes subissent également le forçage descendant des populations virales (Suttle, 2005) et le brouillage par des animaux de différentes tailles (voir par exemple Howell et al., 2003; Ingels et al., 2010).

Figure II.A
Carte mondiale des entrées du Système d'information sur la biodiversité des océans provenant des milieux abyssaux

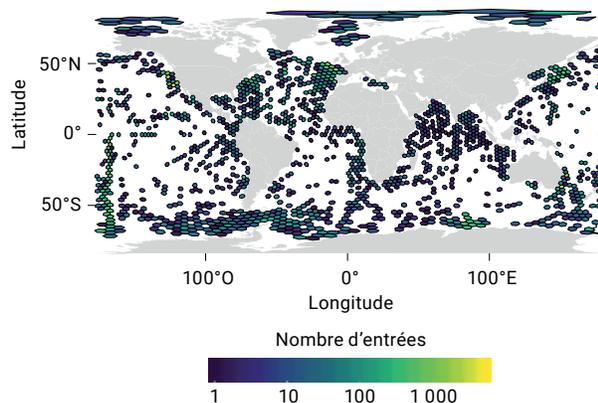
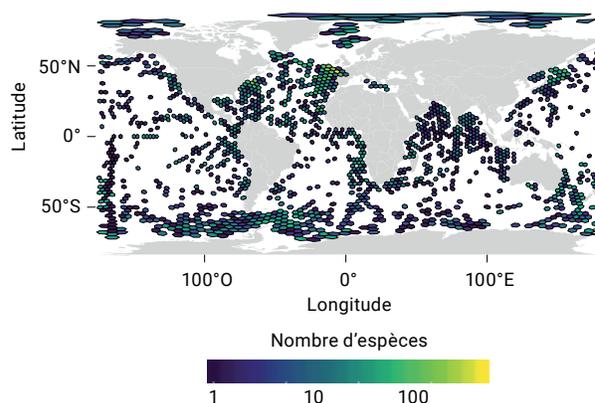


Figure II.B
Carte mondiale des entrées du Système d'information sur la biodiversité des océans sur la présence d'espèces entre 3 000 et 6 000 m de profondeur



Source : Système d'information sur la biodiversité des océans (OBIS), 16 mai 2019; Commission océanographique intergouvernementale de l'Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO). Consulté à l'adresse <https://obis.org>.

Notes : A. Les données disponibles dépassent rarement 1 000 entrées par 75 000 m² de surface; des lacunes existent, notamment dans l'océan Pacifique, dans l'océan Atlantique Sud et dans le sud de l'océan Indien. B. L'océan Atlantique Nord-Est est plus échantillonné que tous les autres océans. Il convient de noter la corrélation entre les enregistrements et la présence d'espèces.

2.2. La zone abyssopélagique

On en sait beaucoup moins sur la faune pélagique qui occupe principalement les profondeurs entre 3 000 et 6 000 m et qui vit à plus de 200 m au-dessus du fond de la mer. Le Système d'information sur la biodiversité des océans ne comporte qu'un échantillonnage minime de ces écosystèmes, avec pour conséquences de grandes lacunes dans les connaissances concernant cet espace de plus d'un milliard de km³ d'habitat, qui est potentiellement le plus grand réservoir de diversité inconnue sur Terre (Robison, 2009). La zone abyssopélagique abrite le plus grand puits de carbone de la planète, un service écosystémique essentiel de l'océan mondial (Atwood et al., 2020). La migration verticale quotidienne entre les couches pélagiques des grands fonds marins peut déplacer les nutriments dissous qui contribuent à la production primaire dans la zone photique (Houghton et Dabiri, 2019) ainsi qu'à la circulation océanique profonde à long terme.

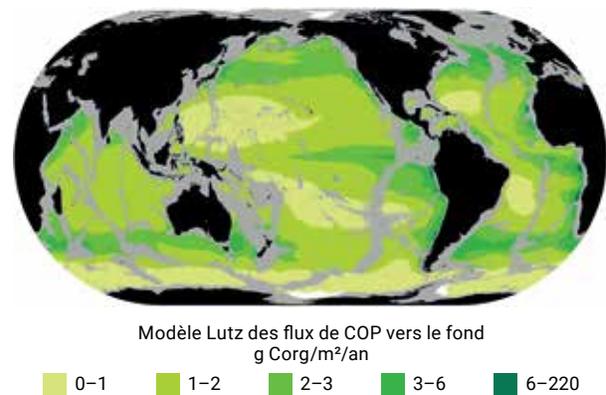
2.3. Principales différences ou contrastes par région

Les variations à grande échelle des environnements physiques et chimiques (flux organiques, oxygène, etc.) dans les abysses entraînent des différences géographiques dans la biodiversité. La salinité, cependant, varie trop peu pour produire une telle variation. Ces différences géographiques pourraient également induire des réponses contrastées aux incidences humaines dans différentes régions, mais les données nécessaires pour évaluer cette possibilité font défaut.

Disponibilité du carbone. De nombreuses études sur la disponibilité du carbone montrent que la présence de particules de carbone organique dans les abysses est déterminée par divers processus, qui en modulent les biocénoses (Carney, 2005; Smith et al., 2008; Rex et Etter, 2010; McClain et al., 2012a; McClain et Schlacher, 2015; Woolley et al., 2016). Le flux de carbone organique particulaire vers les profondeurs varie dans le temps et dans l'espace (Lampitt et Antia, 1997; Lutz et al., 2007;

figure III). Des facteurs tels que la profondeur et la distance par rapport aux eaux côtières productives ou aux régions de remontée d'eau peuvent produire des effets considérables sur le plan local, en limitant généralement le flux de carbone organique particulaire vers les fonds marins. Par exemple, les remontées d'eau dans le Pacifique équatorial entraînent un fort flux de carbone organique particulaire (2-6 g/m²/an), alors que celui-ci est extrêmement faible (< 1 g/m²/an) dans les régions adjacentes au sud (Watling et al., 2013). Dans le Pacifique Nord-Est et dans l'Atlantique Sud-Est, en raison de l'étroitesse des plateaux continentaux et de l'intensité des remontées côtières, les habitats abyssaux sont plus proches des eaux côtières productives, avec pour corollaire un apport plus important de carbone organique particulaire (Lutz et al., 2007; Lampitt et Antia, 1997). On trouve généralement dans l'Atlantique Nord des flux de carbone organique particulaire modérément élevés (6,6 g/m²/an) en raison du cycle de prolifération printanière du phytoplancton (Lampitt et Antia, 1997).

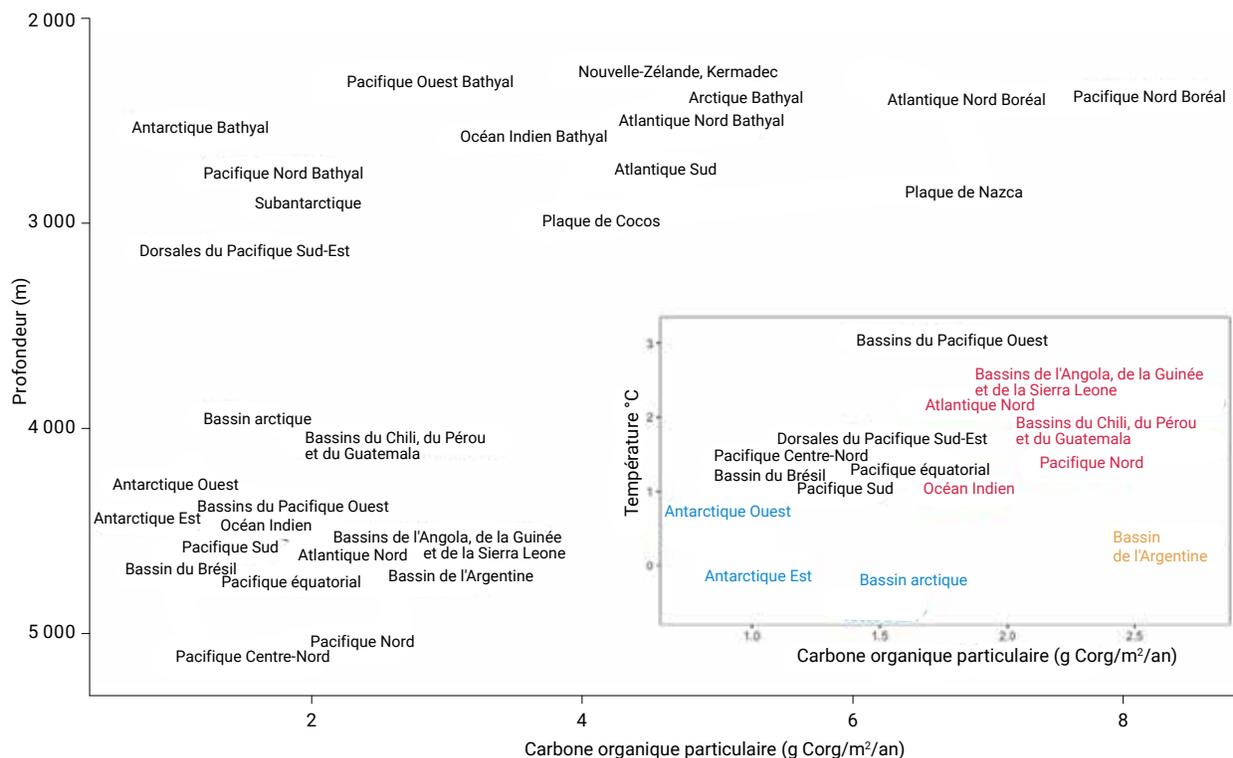
Figure III.A
Flux de carbone organique particulaire en direction du fond à des profondeurs comprises entre 3 500 et 6 500 m



Source : Données de Lutz et al., 2007; adaptation de Watling et al., 2013.

Figure III.B

Graphes du carbone organique particulaire en profondeur, illustrant les différences de flux de carbone organique particulaire et la variabilité de ce flux entre les régions bathyales et abyssales. L'insert montre la variabilité entre les régions abyssales (temp – flux de carbone organique particulaire)

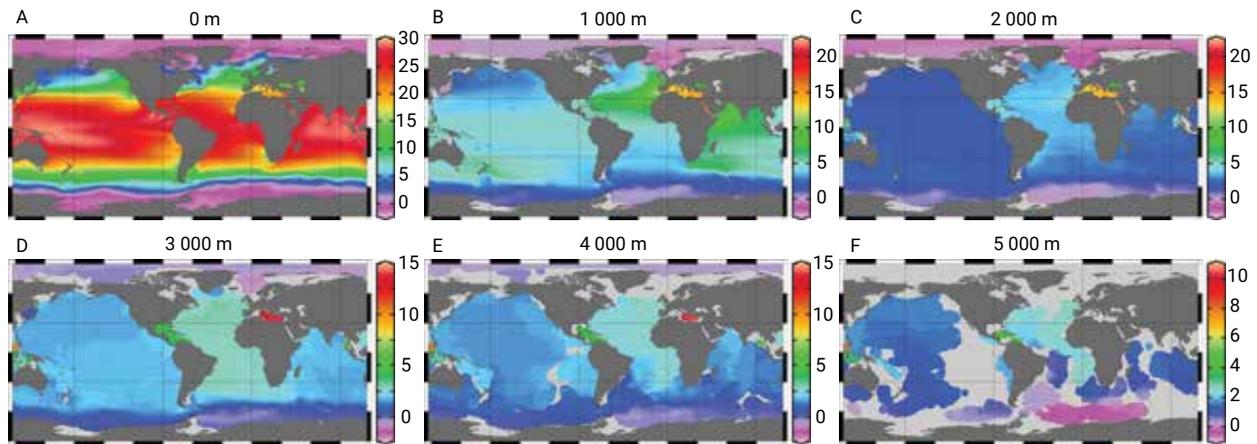


Source : Figure établie à partir des données de Watling et al., 2013

Température. Dans les abysses, la température montre souvent une corrélation statistiquement significative avec la diversité (Cronin et Raymo, 1997; Hunt et al., 2005; Yasuhara et Danovaro, 2016). La température peut également limiter la répartition biogéographique de certaines espèces (McClain et al., 2012b). Des températures supérieures à 10 °C sont enregistrées en Méditerranée, même dans ses plaines abyssales. Dans certaines autres mers marginales (golfe du Mexique, mer de Sulu, etc.), les températures plus élevées dépassent également celles des profondeurs abyssales du grand large. Les températures abyssales sont légèrement plus froides dans le Pacifique que dans l'Atlantique, et celle des mers

polaires sont nettement plus froides (voir figure IV; Yasuhara et Danovaro, 2016). Gebbie et Huybers (2019) ont récemment signalé une différence significative entre la circulation dans le Pacifique (qui continue à se refroidir à la suite du Petit Âge glaciaire) et dans l'Atlantique (qui commence à se réchauffer en raison des récents changements climatiques). Les changements peuvent modifier les profondeurs de compensation des carbonates (profondeur d'eau à laquelle l'apport et la dissolution des carbonates sont égaux) dans les différents bassins. Les différences régionales résultent de l'influence de la profondeur et de la formation des eaux de fond, de la plongée d'eau et d'autres échanges de masses d'eau.

Figure IV
Répartition de la température mondiale à différentes profondeurs d'eau (°C)



Source : Adaptation d'après Yasuhara et Danovaro, 2016. Données disponibles à l'adresse www.nodc.noaa.gov/OC5/WOA09/pr_woa09.html.

Notes : Cette illustration a été créée à l'aide du logiciel « Ocean Data View », disponible à l'adresse <http://odv.awi.de>.

Oxygène. La concentration d'oxygène dissous influe sur l'écologie et sur la distribution de la faune des grands fonds (Levin, 2003; Stramma et al., 2010) et peut déterminer la présence ou l'absence d'espèces dans certaines régions ainsi que limiter la diffusion de certaines espèces. L'oxygène peut varier dans les abysses de 1 à plus de 6 ml par litre (Watling et al., 2013). Les eaux de fond bien oxygénées de l'Antarctique qui se déplacent vers le nord augmentent les concentrations d'oxygène dissous dans l'extrême sud de l'océan Indien, dans l'océan Pacifique et dans l'océan Atlantique (3-4 ml/l). De même, les eaux profondes de l'Atlantique Nord qui s'écoulent vers le sud oxygènent l'océan Atlantique Nord (5,5-6,5 ml/l); on y trouve dès lors, avec l'Antarctique, certaines des eaux abyssales les plus oxygénées de la planète (Watling et al., 2013).

Profondeur. La profondeur minimale à laquelle commencent les plaines abyssales varie selon les régions. Les plaines abyssales sont moins profondes dans le golfe du Mexique (3 000-3 900 m) et en Méditerranée (profondeur moyenne : 1 500 m; maximale : 5 267 m) que dans les autres régions. La profondeur moyenne de l'océan Arctique et des bassins du Chili, du Pérou et du Guatemala approche les 4 000 m, alors que les profondeurs moyennes avoisinent les 5 000 m dans le Pacifique Nord et central. Toutes choses étant égales par

ailleurs, une plus grande profondeur réduit le flux de carbone organique particulaire. En tant qu'indicateur de la pression, la profondeur peut également limiter les agencements biogéographiques (Somero, 1992; Carney, 2005). Les différences régionales en matière de profondeur abyssale peuvent donc exercer une influence sur la composition taxonomique et la biodiversité. Néanmoins, malgré de grandes différences biogéographiques d'une région à l'autre, peu d'éléments indiquent que la profondeur soit un corrélat fort de la diversité au sein des plaines abyssales.

Topographie. Les caractéristiques topographiques peuvent entraver les échanges d'individus entre les différentes populations d'eaux profondes et influencer la classification biogéographique (McClain et Hardy, 2010). Le Pacifique et l'Atlantique n'ont que de 15 à 20 % d'espèces en commun (Vinogradova, 1997). Le détroit de Gibraltar limite la colonisation de la Méditerranée, relativement pauvre en espèces, par la faune atlantique (Sardà et al., 2004). Les dorsales médio-océaniques peuvent également limiter la dispersion dans les plaines abyssales. La moitié des espèces de bivalves d'eau profonde connues se limitent soit à l'Atlantique Est, soit à l'Atlantique Ouest (McClain et al., 2011), probablement en raison de la dorsale médio-atlantique.

Les chercheurs ont récemment admis que les collines abyssales s'élevant à moins de 1 000 m du fond marin créent des différences topographiques, de profondeur et de sédiments qui accueillent des associations taxonomiques différentes et des taux de biomasse plus élevés (Yesson et al., 2011; Durden et al., 2015) que dans les sédiments abyssaux plus plats.

Sédiment et substrat. La composition des types de sédiments peut varier considérablement entre les régions abyssales. La plupart des dépôts de diatomées se trouvent dans les profondeurs abyssales, mais les dépôts radio-laires se trouvent, entre autres, dans l'océan Austral, dans le Pacifique équatorial et dans le bassin du Pérou. Les spicules d'éponge forment une importante composante des sédiments du bassin australien-antarctique. L'argile domine les grands fonds marins au large de l'Amérique du Sud et dans l'océan Indien, tout comme le bassin de l'Australie méridionale (Dutkiewicz et al., 2015). La diversité des sédiments influence la biodiversité, mais les liens entre le type de sédiment et les modèles de biodiversité restent sous-étudiés. Dans les sédiments des plaines abyssales, les nodules polymétalliques peuvent également avoir une incidence sur la biodiversité. Les associations sur les nodules diffèrent fondamentalement des biocénoses d'eau de mer et de sédiments proches du fond (Shulse et al., 2017; Simon-Lledó et al., 2019a). Plus les nodules sont présents, plus la mégafaune et les xénophophores sont abondants (Simon-Lledó et al., 2019b). Ainsi, la hausse de la complexité de

l'habitat engendrée par les nodules polymétalliques augmente la diversité à tous les niveaux du biote abyssal.

Influences fluviales. L'apport fluvial peut influencer l'abîme par : a) l'apport de carbone terrestre; b) la création d'une barrière de dispersion affectant la biogéographie; et c) une perturbation qui altère les sédiments des grands fonds marins. Les rejets importants sont indiqués dans le tableau 1.

Les sédiments des grands fleuves peuvent également apporter des charges importantes de contaminants anthropiques, dont les incidences sur la biodiversité abyssale restent inconnues (Davies et Moore, 1970). L'afflux de matière organique provenant des grands fleuves vers les marges, les talus et les canyons continentaux est canalisé par divers mécanismes vers les abysses, où il peut perturber ou favoriser la biomasse du fond marin et la diversité des biocénoses.

Couverture de glace. La couverture de glace influence la production primaire et donc le flux de carbone organique particulaire en direction des abysses. La banquise réduit ou empêche la production en surface, limitant ainsi la biodiversité et la biomasse dans l'océan Arctique, où la richesse connue en espèces de polychètes peut être inférieure à celle d'autres bassins de taille similaire (Bodil et al., 2011). En été, l'absence de glace peut favoriser la production en surface et accroître la biodiversité et la biomasse (Włodarska-Kowalczyk et Pearson, 2004).

Tableau 1
Influences fluviales

Destinataire	Fleuve	Mégatonnes de carbone/an
Océan Indien	Gange et autres	30
Atlantique Sud-Est	Congo et autres	30
Atlantique Sud-Ouest	Amazone	37,6
Pacifique Nord-Ouest	Yangzi Jiang, fleuve Jaune et Mékong	16,2
Arctique	Fleuves de Sibérie	12,8
Golfe du Mexique	Mississippi	3,6
Pacifique Sud-Ouest	Fleuves indonésiens (forte pluviométrie annuelle)	90

Âge géologique. Les changements géologiques ont probablement influé sur la répartition de la biodiversité abyssale en modifiant

la connectivité entre les régions océaniques, comme celles indiquées dans le tableau 2.

Tableau 2
Connectivité entre les régions océaniques

Connexion	Ouverture	Fermeture	Source
	Millions d'années (environ)		
Atlantique, Méditerranée et océan Indien (passage de Tethys)		19 – 14	Harzhauser et al., 2007
Passage de Drake	30		Lawver et Gahagan, 2003; Livermore et al., 2007; Scher et Martin, 2006
Passage d'Amérique centrale		3	Schmidt et al., 2007; O'Dea et al., 2016; Schmidt et al., 2016
Détroit de Béring (Arctique et Pacifique)	4,8 – 7,4		Marincovich et Gladenkov, 2001; Hu et al., 2012
Détroit de Fram (Arctique et Atlantique)	10 – 20		Engen et al., 2008; Ehlers et Jokat, 2013

Source : Yasuhara et al., 2019a.

2.4. Biogéographie abyssale

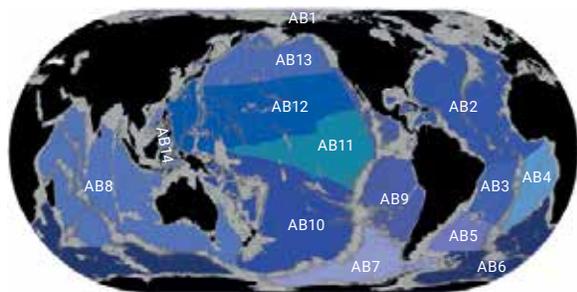
Contrairement aux marges continentales, où les limites entre les associations benthiques sont bien connues, l'incertitude demeure concernant l'existence de telles limites dans les abysses (Carney, 2005). Les chercheurs ont tenté d'établir des domaines biogéographiques en dessous de 3 000 m. Certaines des premières tentatives fondées sur la température, la topographie ou les similitudes fauniques suggéraient des divisions de l'Atlantique, de l'Indo-Pacifique, de l'Antarctique et de l'Arctique; d'autres reliaient l'Arctique et l'Atlantique, ou remettaient en question ces liens et séparaient l'océan Indien et l'océan Pacifique, ou bien proposaient davantage de sous-régions (Menzies et al., 1973; Vinogradova, 1979, 1997; Carney, 1994).

Un mécanisme parrainé par l'Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO), le Groupe d'experts sur les systèmes de classification biogéographique dans les zones de haute mer et les grands fonds marins dans le monde (GOODS), s'est fondé sur des paramètres environnementaux (température, salinité, oxygène dissous, flux de carbone, production primaire, bathymétrie, couches limites des plaques, etc.), pour délimiter les provinces biogéographiques, au nombre de 14 pour la zone abyssale (Briones et al., 2009)¹.

Dans une proposition plus récente, ces 14 provinces abyssales ont été révisées (figure V) en donnant un plus grand poids aux modèles hydrographiques, aux flux de carbone organique particulaire, à l'oxygène dissous et à l'influence des eaux froides de l'Antarctique et des eaux plus chaudes de l'Atlantique Nord (Watling et al., 2013).

¹ Voir Commission océanographique intergouvernementale, Série technique de la COI, n° 84 (IOC/2009/TS/84 et Corr.).

Figure V
Régions biogéographiques proposées



AB1 : Bassin arctique	AB8 : Indien
AB2 : Atlantique Nord	AB9 : Bassins du Chili, du Pérou, et du Guatemala
AB3 : Bassin du Brésil	AB10 : Pacifique Sud
AB4 : Bassins de l'Angola, de la Guinée et de la Sierra Leone	AB11 : Pacifique équatorial
AB5 : Bassin de l'Argentine	AB12 : Pacifique Centre-Nord
AB6 : Antarctique Est	AB13 : Pacifique Nord
AB7 : Antarctique Ouest	AB14 : Bassins du Pacifique Ouest

Source : D'après Watling et al., 2013.

2.5. Suivi de l'évolution de la biodiversité abyssale

2.5.1. Données issues des études paléocéologiques

Les traces de fossiles provenant de carottes de sédiments en eaux profondes fournissent les seules données de séries chronologiques dépassant quelques décennies (Yasuhara et al., 2017, 2019b), et ces enregistrements paléocéologiques indiquent clairement les incidences à long terme des changements climatiques sur la biodiversité abyssale. La diversité abyssale est en corrélation positive avec la température des eaux de fond sur 1 000 à 10 000 ans (Cronin et Raymo, 1997; Cronin et al., 1999; Yasuhara et Cronin, 2008; Yasuhara et Danovaro, 2016). La circulation dynamique des eaux profondes et les changements de température associés se produisent même à des échelles de temps de plusieurs décennies et de plusieurs siècles (Yashayaev et al., 2007; Hoffmann et al., 2018; Thornalley et al., 2018; Yasuhara et al., 2019b). Les chercheurs en déduisent une grande stabilité dans les conditions biotiques et environnementales abyssales par rapport à celles qui règnent à des profondeurs bathyales ou moins profondes. Sur de plus grandes échelles

temporelles, les données fossiles montrent que la faune actuelle des grands fonds marins s'est constituée à l'époque du Miocène, il y a environ 13 millions d'années (Thomas et al., 2000; Thomas, 2007). Les gradients de diversité latitudinale dans les eaux profondes qui se sont établis à la fin de l'éocène, il y a environ 37 millions d'années, sont toujours d'actualité (Thomas et Gooday, 1996).

2.5.2. Données des observatoires à long terme

Peu de programmes de recherche à long terme ont obtenu suffisamment de données pour tirer des conclusions sur les changements naturels et anthropiques à long terme. Ceux qui y sont parvenus indiquent un lien fort entre la production de surface et les communautés abyssales des fonds marins, souvent avec un haut degré de dynamisme. Les études suggèrent que les recherches menées sur les abysses de façon ponctuelle ou à court terme ne peuvent pas évaluer de manière adéquate les changements des communautés biologiques de manière mécaniste, en particulier dans le contexte de la gestion des grands fonds marins.

Les études de surveillance réalisées depuis 1989 par la station M, au large de la Californie centrale, ont établi une forte corrélation entre les processus océaniques de surface et l'apport de carbone organique particulaire dans les abysses, où les fluctuations influencent la structure et les processus au sein des biocénoses. Les variations à court terme des communautés abyssales de la station M (Kuhnz et al., 2014) sont liées à la variation interannuelle du climat (El Niño/La Niña) (Ruhl et al., 2014), mais les conséquences à long terme restent mal comprises. Des afflux alimentaires sporadiques et intenses en direction des abysses peuvent y apporter un surplus alimentaire après de nombreuses années de pénurie.

Observatoire de longue durée de la plaine abyssale de Porcupine. Depuis 1989, des observations prolongées faites à une profondeur de 4 850 m dans l'Atlantique Nord-Est ont produit des données de haute résolution sur les fonds marins. Des changements spectaculaires se produisent dans les biocénoses et dans l'abondance connexe des changements

dans les flux de matière organique (voir par exemple Billett et al., 2001), du fait de la corrélation étroite entre la productivité de surface et les flux d'exportation (Frigstad et al., 2015). Ces changements (1989-2005) modifient considérablement le piégeage du carbone. La plupart des biotes abyssaux réagissent à l'afflux de nourriture, aux changements environnementaux et aux interactions concurrentielles (Gooday et al., 2010; Kalogeropoulou et al., 2010; Lampitt et al., 2010; Soto et al., 2010). Les résultats biogéochimiques montrent que la pression partielle du CO₂ (pCO₂) diminue à mesure de l'augmentation des émissions anthropiques de CO₂ (Hartman et al., 2015).

Observatoire de recherche écologique de longue durée d'Hausgarten. Les données de l'observatoire (détroit de Fram, Arctique, 250-5 500 m de profondeur, depuis 1999), indiquent un forçage saisonnier des biocénoses lié à la présence régionale d'une banquise et aux conditions hydrodynamiques (Soltwedel et al., 2005, 2016). Des données pélagiques et benthiques recueillies pendant quinze ans indiquent que l'ensemble de l'écosystème réagit rapidement aux changements survenus dans l'ensemble de la colonne d'eau. Cependant, on ignore encore si les tendances observées doivent être imputées aux changements anthropiques ou à la variabilité naturelle sur plusieurs années.

3. Principales pressions naturelles et anthropiques

3.1. Pressions naturelles

Les perturbations naturelles tels que les courants proches du fond, la remise en suspension des sédiments ou le dépôt de particules de nourriture peuvent modifier considérablement les communautés benthiques (Hessler et Jumars, 1974; Snelgrove et Smith, 2002). Dans l'Atlantique, le mouvement de masse des sédiments vers l'aval peut influencer sur le transport de la matière organique vers les bassins abyssaux adjacents (Levin et Gooday, 2003). Des phénomènes similaires se produisent lorsque l'eau dense du plateau continental tombe en cascade en suivant les canyons et les pentes jusqu'aux profondeurs abyssales, un mouvement déclenché par leur salinité supérieure et par le refroidissement hivernal (Carney, 2005; Company et al., 2008). De telles perturbations peuvent intensifier le transport de matière organique en direction des profondeurs abyssales (Canals et al., 2006; Ulses et al., 2008; Palanques et al., 2011).

De même, en raison de son hétérogénéité, la topographie des fonds marins peut modifier la composition et l'abondance des espèces, ainsi que les taux de reminéralisation du carbone. Ces collines abyssales jouent probablement un rôle important dans l'évolution des biocénoses des grands fonds marins du Pacifique

et dans le cycle de la matière organique, étant donné leur grand nombre et la faiblesse des apports sédimentaires continentaux (Smith et Demopoulos, 2003).

3.2. Pressions anthropiques

3.2.1. Changements climatiques

Les changements climatiques se feront ressentir sur les mécanismes et les fonctions physiques (salinité, température, etc.), biogéochimiques (nutriments, CO₂, oxygène (O₂), sédimentologie) et biologiques des abysses (Mora et al., 2013; Sweetman et al., 2017). Les températures abyssales pourraient augmenter de 1 °C au cours des 80 prochaines années, tandis que les habitats abyssaux des fonds marins sous les régions de formation d'eau profonde pourraient connaître des réductions des teneurs en oxygène dans la colonne d'eau, pouvant atteindre 0,03 ml par litre d'ici 2100. De tels changements pourraient se faire ressentir sur les apports alimentaires et le transport des sédiments [Cheung et Levin, 2019; Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2019]. Les changements induits par le climat dans la circulation et dans l'hydrodynamique océaniques peuvent mettre en cause la connectivité abyssale en modifiant la répartition des larves pélagiques

des organismes abyssaux (en tenant compte du fait que les larves de certains taxons abyssaux n'atteignent pas la partie supérieure de l'océan). Des questions demeurent à propos des conséquences qu'auront ces changements sur les biocénoses des grands fonds marins, mais des études décennales menées dans le Pacifique Nord démontrent l'existence de liens importants (Ruhl et al., 2008). L'évaluation des effets des changements climatiques, ainsi que des synergies ou des effets cumulatifs avec d'autres activités anthropiques, doit donc prendre en compte les réactions des écosystèmes abyssaux (Smith et al., 2008; Levin et Le Bris, 2015; Sweetman et al., 2017).

La nature limitée en nourriture des écosystèmes abyssaux suggère une grande sensibilité de tous les biotes, des microbes à la mégafaune, à toute modification dans la structure et dans la productivité des communautés phytoplanctoniques et dans la quantité et la qualité des flux d'exportation (Ruhl et Smith, 2004; Ruhl et al., 2008; Billett et al., 2010; Smith et al., 2013). Le réchauffement climatique renforcera probablement la stratification des océans, réduira la production primaire, augmentera l'acidité et modifiera la structure de la communauté phytoplanctonique dominante, ce qui entraînera des changements biotiques dans les principales régions des abysses, comme le Pacifique équatorial (Smith et al., 2008; Levin et al., 2020). Dans la plupart des océans, on prévoit un important déclin du flux de matière organique en direction des fonds marins (Sweetman et al., 2017), ce qui contraste avec les prévisions d'une augmentation de la production de la biomasse de la colonne d'eau et des fonds marins dans les mers polaires (Jones et al., 2014). Parmi les menaces pour les environnements abyssopélagiques, on compte également l'approfondissement des zones de minimum d'oxygène.

3.2.2. Plastiques et autres formes de pollution

La pollution affecte depuis longtemps les profondeurs abyssales (Chiba et al., 2018). Des taux élevés de débris plastiques ont été trouvés, ainsi que des organismes benthiques contaminés par des polluants organiques,

même à des profondeurs océaniques de plus de 10 000 m (voir chap. 11 et 12). Peu d'études se sont penchées sur les interactions entre la vie abyssale et les débris et autres polluants, mais ce sujet de recherche gagne rapidement en intérêt. Parmi les autres exemples de pollution abyssale, on peut citer le déversement de déchets nucléaires avant 1983, tel que décrit dans le chapitre 24, section 3, de la première Évaluation (Nations Unies, 2017b).

3.2.3. Exploration et exploitation minières

Au cours des dernières décennies, l'intérêt pour les réserves minérales des profondeurs abyssales s'est considérablement accru. La future extraction de minéraux des fonds marins, sous forme de nodules polymétalliques, d'encroûtements riches en cobalt et de sulfures polymétalliques, représente une importante menace potentielle (directe et indirecte) pour les biocénoses abyssopélagiques et benthiques (Christiansen et al., 2020). Le chapitre 18 de la présente Évaluation aborde les aspects environnementaux, sociaux et économiques de l'exploration et de l'exploitation minières des fonds marins.

3.2.4. Pressions anthropiques sur la biodiversité abyssopélagique

Bien qu'elles soient actuellement rares, les activités de bioprospection et d'extraction pétrolière dans les plaines abyssales constituent des menaces supplémentaires pour la santé des habitats abyssopélagiques et benthiques. Si elles sont mal gérées aux niveaux national et international, la pêche commerciale et l'aquaculture en haute mer pourraient menacer la diversité abyssopélagique. Une mauvaise gestion de ces deux activités pourrait réduire les populations de proies, entraver les flux alimentaires et miner la biodiversité, qu'il s'agisse de ressources ciblées ou de celles qui ne le sont pas. Bien qu'actuellement rares, la bioprospection et les activités d'extraction pétrolière dans les plaines abyssales représentent des menaces supplémentaires pour l'environnement abyssopélagique.

4. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

Malgré leur éloignement apparent et leur inhospitalité, les profondeurs océaniques jouent un rôle crucial dans le bien-être social et économique des êtres humains grâce aux fonctions et aux services fournis par leur écosystème à l'échelle régionale et mondiale (Van den Hove et Moreau, 2007; Armstrong et al., 2012; Thurber et al., 2014; tableaux 3 et 4).

4.1. Incidences sur les services rendus par les écosystèmes abyssaux

Par rapport à d'autres habitats d'eau profonde, les plaines abyssales fournissent des

services écosystémiques dont l'étendue est limitée, mais qui sont néanmoins importants en termes d'ampleur et de portée. Hormis en ce qui concerne les ressources minérales, peu des services rendus par les abysses bénéficient directement aux êtres humains, alors que la plupart des environnements abyssaux soutiennent les processus qui régissent le fonctionnement des écosystèmes des grands fonds marins et de la planète ainsi que du système climatique terrestre à une échelle si vaste qu'ils influencent l'ensemble du système terrestre.

Tableau 3

Sensibilité des fonds marins abyssaux et de la zone abyssopélagique aux facteurs et pressions environnementaux liés aux changements climatiques

	Incidences sur les fonds marins abyssaux	Incidences sur la zone abyssopélagique
Changements de température, d'acidité, de salinité et du niveau d'oxygène	Moyennes à élevées	Faibles
Évolution du niveau de la mer	Faibles (à cause de l'influence terrestre)	Faibles (à cause de l'influence terrestre)
Changements dans la gravité des tempêtes et dans l'intensité des phénomènes extrêmes	Faibles	Faibles
Évolution du rayonnement ultraviolet	Faibles, indirectes, par couplage benthopélagique	Faibles, indirectes, par couplage benthopélagique
Changements dans les aspects physiques et chimiques de l'océan	Faibles	Faibles
Apports alimentaires	Moyennes à élevées	Moyennes à élevées

Tableau 4
Menaces et pressions sur les services des écosystèmes abyssaux
et sur leur importance dans les abysses

	Menace sur les plaines abyssales	Menace sur la zone abyssopélagique
Services d'approvisionnement		
Pêche	Actuellement, aucune	Actuellement, aucune
Pétrole et gaz	Actuellement quelques-unes; également incidence indirecte par dispersion à partir du plateau et de l'activité bathyale	Actuellement aucune, mais incidence indirecte par dispersion à partir du plateau et de l'activité bathyale
Réserves de méthane et potentiel pour l'extraction des hydrates gazeux	Golfe du Mexique, éventuellement d'autres régions	Non applicable
Production d'hydrogène et entreposage sous-marin pour le captage et l'élimination futurs du carbone	Actuellement inconnue	Non applicable
Exploration et exploitation minières (sédiments riches en métaux, nodules polymétalliques, métaux de terres rares, sulfures massifs)	Modérée à élevée à l'avenir (potentielle)	Modérée à élevée à l'avenir (potentielle) par le rejet des déchets miniers et des eaux de traitement
Élimination des déchets	Élevée (généralisée)	Modérée à élevée (présente)
Bioprospection	Présente, potentiellement élevée	Potentiel élevé, inconnue
Activités et utilisation militaires	Inconnue	Inconnue
Autre fourniture d'énergie	Actuellement, aucune	Actuellement, aucune
Services de soutien		
Habitat	Faible à modérée et élevée à l'avenir	Faible à modérée et élevée à l'avenir
Cycle des nutriments	Modérée	Modérée
Circulation et échange d'eau	Modérée	Modérée
Production primaire de produits chimiosynthétiques	Modérée	Modérée
Résilience	Élevée	Élevée
Services de régulation		
Régulation du climat et des gaz	Modérée	Modérée
Absorption des déchets et détoxification	Modérée	Modérée
Régulation biologique	Modérée	Modérée
Cycle des nutriments	Modérée	Modérée
Services culturels		
Connaissances scientifiques	Modérée	Modérée
Valeur éducative	Modérée	Modérée
Avantages économiques	Potentiellement élevée	Potentiellement élevée
Considérations relatives à l'esthétique, à l'inspiration, à l'éthique ou au mode de vie autochtone	Élevée	Élevée
Archives climatiques dans les sédiments d'eau profonde	Modérée	Non applicable

Cette « pompe biologique » fournit le plus important service écosystémique de soutien et de régulation de la zone abyssopélagique en accélérant le transfert de carbone, de nutriments et d'autres composés des eaux de surface vers les eaux profondes. Les modifications de la faune, des liens trophiques ou de la composition des biocénoses, de même que les altérations physico-chimiques des masses d'eau (stratification, réchauffement, désoxygénation, acidification), peuvent perturber les processus biologiques associés, ayant des incidences sur les abysses par le biais du couplage benthopélagique. Le stress imposé par la raréfaction de l'oxygène, l'acidification

ou la hausse de la température peut réduire la résilience des espèces et des écosystèmes en modifiant la tolérance des organismes (Pörtner et Farrell, 2008; Pörtner, 2010), retardant ainsi la récupération après des perturbations causées par des activités humaines, telles que l'exploration et l'exploitation minières des fonds marins. Les effets des changements climatiques pourraient exacerber les incidences anthropiques et compromettre la structure et la fonction des écosystèmes des grands fonds marins et, en fin de compte, les bienfaits qu'ils procurent aux êtres humains (Mora et al., 2013).

5. Perspectives

Si de nombreuses inconnues subsistent concernant les écosystèmes abyssaux, la recherche dans ce domaine s'est considérablement développée au cours de la dernière décennie, et de nouvelles découvertes sont attendues, notamment en raison de l'intérêt croissant pour l'exploration et l'exploitation minières des fonds marins. Il est également prévu d'intensifier la recherche en eaux profondes au cours de la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable (2021-2030).

L'émergence d'un potentiel pour l'exploitation minière des grands fonds marins, notamment avec l'objectif d'extraire les nodules polymétalliques, présente un risque pour les écosystèmes abyssaux. Toutefois, les données recueillies au cours des activités d'exploration actuellement en cours pourraient permettre d'accroître nos connaissances sur les grands fonds dans plusieurs régions au cours des dix prochaines années. Les chercheurs déplorent souvent le manque important de données taxonomiques sur la biodiversité de la plupart des espèces de la faune abyssale. Des travaux de collecte de telles données sont en cours, mais ils nécessiteront beaucoup plus de temps et de ressources (Glover et al., 2018).

Des études démontrent la sensibilité des abysses aux changements climatiques. Malgré les difficultés à prévoir les effets exacts qu'auront les changements climatiques au cours des 10

à 20 prochaines années, on peut s'attendre à une hausse de la température, à une baisse de la teneur en oxygène, à un abaissement de l'horizon de saturation en aragonite et à des changements dans le couplage benthopélagique (Rogers, 2015; Sweetman et al., 2017). Compte tenu de la lenteur de la croissance des organismes et du fait qu'ils sont bien adaptés aux conditions abyssales de froid, de haute pression, de stabilité et de pauvreté alimentaire, les incidences des changements prévus sur les biocénoses abyssales seront probablement plus sévères que celles des changements survenus aux moindres profondeurs. Dans la plupart des océans, on prévoit une importante diminution du flux de matière organique vers les fonds marins, ce qui peut être particulièrement problématique pour la zone abyssale. De futures recherches permettront d'améliorer nos connaissances sur la biodiversité abyssale et de mieux comprendre comment les changements climatiques et les activités anthropiques affecteront les écosystèmes abyssaux.

Au niveau mondial, la protection des environnements abyssaux pourrait être renforcée. La classification des zones d'importance écologique ou biologique de la Convention sur la diversité biologique (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2008) inclut ces environnements, et des activités supplémentaires sont menées à l'heure actuelle par le biais des

plans régionaux de gestion environnementale de l'Autorité internationale des fonds marins, en lien avec l'exploration et l'exploitation minières

des fonds marins, ainsi que de nouvelles mesures législatives destinées à gérer la biodiversité au-delà des juridictions nationales.

6. Principales lacunes en matière de connaissances

Malgré les récents progrès réalisés dans la connaissance des écosystèmes abyssaux, de nombreuses lacunes subsistent dans notre compréhension de la biodiversité des abysses, de son évolution, de sa biogéographie et de sa répartition, de sa connectivité et de la manière dont elle réagit aux conditions changeantes et aux incidences anthropiques.

L'état actuel des connaissances sur la taxonomie, l'histoire naturelle et la biodiversité de la faune des plaines abyssales limite le suivi des incidences environnementales et met en évidence la nécessité de mener des études de référence à même de fournir des listes des différentes espèces et des données chiffrées sur celles-ci. Étant donné que plus de 95 % des espèces vivant dans les futures zones minières n'ont pas encore été décrites, les protocoles de surveillance actuels sont inadaptés. Malgré les travaux en cours pour créer des catalogues faunistiques et recueillir les connaissances taxonomiques nécessaires (Dahlgren et al., 2016; Glover et al., 2016b; Wiklund et al., 2017), une surveillance efficace ne saurait être mise en place dans le futur sans des ressources durables.

Très peu d'études ont examiné les habitats abyssaux des fonds durs et, bien qu'il existe des informations sur la mégafaune, il n'y a presque pas d'informations disponibles sur les microbes, les protistes, la méiofaune ou la macrofaune qui y sont associés.

De vastes zones des fonds marins abyssaux n'ont pas été échantillonnées. Les entrées dans les bases de données internationales (comme le Système d'information sur la biodiversité des océans) témoignent d'un sous-échantillonnage particulièrement sévère pour l'océan Pacifique Sud, ainsi que pour les profondeurs de l'océan Indien et du golfe du Bengale.

Les connaissances sont limitées sur les aires de répartition géographique des espèces, sur les schémas de connectivité ou sur la résilience des associations aux facteurs de stress climatique ou aux perturbations humaines directes dans les abysses. L'efficacité de la gestion des activités humaines pour protéger la biodiversité des grands fonds marins dépend de ces informations. En outre, le fait que les contributions des abysses aux biens et aux services des écosystèmes soient mal définies limite la disponibilité d'outils appropriés pour évaluer correctement les avantages qu'en tirent les êtres humains (Jobstvogt et al., 2014a, 2014b; Thurber et al., 2014).

On peut donc avancer que le manque de données relatives à la gestion des incidences humaines dans un espace aussi vaste et aussi dynamique, dont la quasi-totalité se situe au-delà des juridictions nationales, représente la plus importante lacune en matière de connaissances.

Références

- Amon, Diva J., and others (2016a). Insights into the abundance and diversity of abyssal megafauna in a polymetallic-nodule region in the eastern Clarion-Clipperton Zone. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 30492.
- Amon, Diva J., and others (2016b). Observations of organic falls in the abyssal Clarion-Clipperton Zone, tropical eastern Pacific Ocean. *Marine Biodiversity*. <https://doi.org/10.1007/s12526-016-0572-4>.
- Amon, Diva J., and others (2017a). Megafauna of the UKSRL exploration contract area and eastern Clarion-Clipperton Zone in the Pacific Ocean: Annelida, Arthropoda, Bryozoa, Chordata, Ctenophora,

- Mollusca. Jeffrey C. Drazen and others, eds. *Biodiversity Data Journal*, vol. 5, e14598. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e14598>.
- Amon, Diva J., and others (2017b). Megafauna of the UKSRL exploration contract area and eastern Clarion-Clipperton Zone in the Pacific Ocean: Echinodermata. *Biodiversity Data Journal*, vol. 5, e11794. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e11794>.
- Armstrong, Claire W., and others (2012). Services from the deep: Steps towards valuation of deep sea goods and services. *Ecosystem Services*, vol. 2, pp. 2–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.001>.
- Atwood T.B., and others (2020) Global Patterns in Marine Sediment Carbon Stocks. *Frontiers in Marine Science*, vol. 7, art. 165. <https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00165>.
- Baco, Amy R., and others (2016). A synthesis of genetic connectivity in deep-sea fauna and implications for marine reserve design. *Molecular Ecology*, vol. 25, No. 14, pp. 3276–3298.
- Billett, D.S.M., and others (2001). Long-term change in the megabenthos of the Porcupine Abyssal Plain (NE Atlantic). *Progress in Oceanography*, vol. 50, Nos. 1–4, pp. 325–348.
- Billett, D.S.M., and others (2010). Long-term change in the abyssal NE Atlantic: The ‘Amperima Event’ revisited. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 57, No. 15, pp. 1406–1417.
- Bodil, Bluhm A., and others (2011). Diversity of the arctic deep-sea benthos. *Marine Biodiversity*, vol. 41, No. 1, pp. 87–107. <https://doi.org/10.1007/s12526-010-0078-4>.
- Bouef, Dominique, and others (2019). Biological composition and microbial dynamics of sinking particulate organic matter at abyssal depths in the oligotrophic open ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 116, No. 24, pp. 11824–11832.
- Brandt, Angelika, and others (2006). The biodiversity of the deep Southern Ocean benthos. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 362, No. 1477, pp. 39–66.
- Briones, Elva Escobar, and others (2009). Global open oceans and deep seabed (GOODS) biogeographic classification. IOC Technical Series No. 84, UNESCO-IOC.
- Canals, Miquel, and others (2006). Flushing submarine canyons. *Nature*, vol. 444, No. 7117, p. 354.
- Carney, Robert S. (1994). Consideration of the oasis analogy for chemosynthetic communities at Gulf of Mexico hydrocarbon vents. *Geo-Marine Letters*, vol. 14, Nos. 2–3, pp. 149–159.
- _____ (2005). Zonation of deep biota on continental margins. In *Oceanography and Marine Biology*, pp. 221–288. CRC Press.
- Cavan, E.L., and others (2015). Attenuation of particulate organic carbon flux in the Scotia Sea, Southern Ocean, is controlled by zooplankton fecal pellets. *Geophysical Research Letters*, vol. 42, No. 3, pp. 821–830.
- Chapman, Abbie S.A., and others (2019). sFDvent: A global trait database for deep-sea hydrothermal-vent fauna. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 28, No. 11, pp. 1538–1551. <https://doi.org/10.1111/geb.12975>.
- Cheung, William, and Lisa Levin (2019). Ecosystem considerations. In *Deep-Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Fisheries*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 638. Rome.
- Chiba, S., and others (2018). Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, vol. 96, pp. 204–212.
- Christiansen, B., and others (2020). Potential effects of deep seabed mining on pelagic and benthopelagic biota. *Marine Policy*, vol. 114, 103442.
- Christodoulou, Magdalini, and others (2019). Dark Ophiuroid Biodiversity in a Prospective Abyssal Mine Field. *Current Biology*, vol. 29, No. 22, pp. 3909–3912.e3. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2019.09.012>.
- Company, Joan B., and others (2008). Climate influence on deep sea populations. *PLoS One*, vol. 3, No. 1, pp. 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001431>.
- Cronin, Thomas M., and Maureen E. Raymo (1997). Orbital forcing of deep-sea benthic species diversity. *Nature*, vol. 385, No. 6617, p. 624.
- Cronin, Thomas M., and others (1999). Deep-sea ostracode species diversity: response to late Quaternary climate change. *Marine Micropaleontology*, vol. 37, Nos. 3–4, pp. 231–249.

- Dahlgren, Thomas G., and others (2016). Abyssal fauna of the UK-1 polymetallic nodule exploration area, Clarion-Clipperton Zone, central Pacific Ocean: Cnidaria. *Biodiversity Data Journal*, No. 4.
- Davies, David K., and W. Richard Moore (1970). Dispersal of Mississippi sediment in the Gulf of Mexico. *Journal of Sedimentary Research*, vol. 40, No. 1.
- Durden, Jennifer M., and others (2015). Abyssal hills – hidden source of increased habitat heterogeneity, benthic megafaunal biomass and diversity in the deep sea. *Progress in Oceanography*, vol. 137, pp. 209–218.
- Dutkiewicz, Adriana, and others (2015). Census of seafloor sediments in the world's ocean. *Geology*, vol. 43, No. 9, pp. 795–798.
- Ehlers, Birte-Marie, and Wilfried Jokat (2013). Paleo-bathymetry of the northern North Atlantic and consequences for the opening of the Fram Strait. *Marine Geophysical Research*, vol. 34, No. 1, pp. 25–43.
- Engen, Øyvind, and others (2008). Opening of the Fram Strait gateway: A review of plate tectonic constraints. *Tectonophysics*, vol. 450, Nos. 1–4, pp. 51–69.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2019). *Deep-Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Fisheries*. Fisheries and Aquaculture Technical Paper 638. Rome.
- Frigstad, H., and others (2015). Links between surface productivity and deep ocean particle flux at the Porcupine Abyssal Plain sustained observatory. *Biogeosciences*, vol. 12, No. 19, pp. 5885–5897.
- Gage, John D., and Paul A. Tyler (1991). *Deep-Sea Biology: A Natural History of Organisms at the Deep-Sea Floor*. Cambridge University Press.
- Gebbie, G., and P. Huybers (2019). The Little Ice Age and 20th-century deep Pacific cooling. *Science*, vol. 363, No. 6422, pp. 70–74.
- Glover, Adrian G., and others (2002). Polychaete species diversity in the central Pacific abyss: local and regional patterns, and relationships with productivity. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 240, pp. 157–170.
- Glover, Adrian G., and others (2016a). Abyssal fauna of the UK-1 polymetallic nodule exploration claim, Clarion-Clipperton Zone, central Pacific Ocean: Echinodermata. *Biodiversity Data Journal*, No. 4.
- Glover, Adrian G., and others (2016b). An end-to-end DNA taxonomy methodology for benthic biodiversity survey in the Clarion-Clipperton Zone, central Pacific abyss. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 4, No. 1, art. 2.
- Glover, Adrian G., and others (2018). Point of View: Managing a sustainable deep-sea 'blue economy' requires knowledge of what actually lives there. *ELife*, vol. 7, e41319.
- Gooday, Andrew J., and others (2010). Decadal-scale changes in shallow-infaunal foraminiferal assemblages at the Porcupine Abyssal Plain, NE Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 57, No. 15, pp. 1362–1382.
- Griffiths, Huw J. (2010). Antarctic marine biodiversity – what do we know about the distribution of life in the Southern Ocean? *PloS One*, vol. 5, No. 8, e11683.
- Hartman, S.E., and others (2015). Biogeochemical variations at the Porcupine Abyssal Plain sustained Observatory in the northeast Atlantic Ocean, from weekly to inter-annual timescales. *Biogeosciences*, vol. 12, No. 3, pp. 845–853.
- Harzhauser, Mathias, and others (2007). Biogeographic responses to geodynamics: a key study all around the Oligo–Miocene Tethyan Seaway. *Zoologischer Anzeiger*, vol. 246, No. 4, pp. 241–256.
- Hessler, Robert R., and Peter A. Jumars (1974). Abyssal community analysis from replicate cores in the central North Pacific. In *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, vol. 21, pp. 185–209. Elsevier.
- Hoffmann, Sharon S., and others (2018). Evidence for stable Holocene basin-scale overturning circulation despite variable currents along the deep western boundary of the North Atlantic Ocean. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, No. 24, pp. 13,427–13,436.
- Houghton, Isabel A., and John O. Dabiri (2019). Alleviation of hypoxia by biologically generated mixing in a stratified water column. *Limnology and Oceanography*, vol. 64, No. 5, pp. 2161–2171. <https://doi.org/10.1002/lno.11176>.
- Howell, Kerry L., and others (2003). Feeding ecology of deep-sea seastars (Echinodermata: Asteroidea): a fatty-acid biomarker approach. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 255, pp. 193–206.

- Hu, Aixue, and others (2012). The Pacific-Atlantic seesaw and the Bering Strait. *Geophysical Research Letters*, vol. 39, No. 3.
- Hunt, Gene, and others (2005). Species-energy relationship in the deep sea: a test using the Quaternary fossil record. *Ecology Letters*, vol. 8, No. 7, pp. 739–747.
- Ingels, Jeroen, and others (2010). Preferred use of bacteria over phytoplankton by deep-sea nematodes in polar regions. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 406, pp. 121–133.
- Jobstvogt, Niels, and others (2014a). How can we identify and communicate the ecological value of deep-sea ecosystem services? *PloS One*, vol. 9, No. 7, e100646.
- Jobstvogt, Niels, and others (2014b). Twenty thousand sterling under the sea: estimating the value of protecting deep-sea biodiversity. *Ecological Economics*, vol. 97, pp. 10–19.
- Jones, Daniel O.B., and others (2014). Global reductions in seafloor biomass in response to climate change. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 6, pp. 1861–1872.
- Kalogeropoulou, V., and others (2010). Temporal changes (1989–1999) in deep-sea metazoan meiofaunal assemblages on the Porcupine Abyssal Plain, NE Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 57, No. 15, pp. 1383–1395.
- Kuhnz, Linda A., and others (2014). Rapid changes and long-term cycles in the benthic megafaunal community observed over 24 years in the abyssal northeast Pacific. *Progress in Oceanography*, vol. 124, pp. 1–11.
- Lampitt, R.S., and A.N. Antia (1997). Particle flux in deep seas: regional characteristics and temporal variability. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 44, No. 8, pp. 1377–1403.
- Lampitt, R.S., and others (2010). The sustained observatory over the Porcupine Abyssal Plain (PAP): Insights from time series observations and process studies (preface). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 57, No. 15, pp. 1267–1271.
- Lawver, Lawrence A., and Lisa M. Gahagan (2003). Evolution of Cenozoic seaways in the circum-Antarctic region. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, vol. 198, Nos. 1–2, pp. 11–37.
- Levin, Lisa A. (2003). Oxygen minimum zone benthos: Adaptation and community response to hypoxia. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, vol. 41, pp. 1–45.
- Levin, Lisa A., and Andrew J. Gooday (2003). The deep Atlantic Ocean. In *Ecosystems of the World*, pp. 111–178. Elsevier.
- Levin, Lisa A., and Nadine Le Bris (2015). The deep ocean under climate change. *Science*, vol. 350, No. 6262, pp. 766–768.
- Levin, Lisa A., and others (2020). Climate change considerations are fundamental to management of deep-sea resource extraction. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.15223>.
- Livermore, Roy, and others (2007). Drake Passage and Cenozoic climate: An open and shut case? *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 8, No. 1.
- Lutz, Michael J., and others (2007). Seasonal rhythms of net primary production and particulate organic carbon flux to depth describe the efficiency of biological pump in the global ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 112, No. C10.
- Marincovich, Louie, Jr., and Andrey Y. Gladenkov (2001). New evidence for the age of Bering Strait. *Quaternary Science Reviews*, vol. 20, Nos. 1–3, pp. 329–335.
- Marsh, Leigh, and others (2018). Geomorphological evidence of large vertebrates interacting with the seafloor at abyssal depths in a region designated for deep-sea mining. *Royal Society Open Science*, vol. 5, No. 8, 180286.
- McCave, Ian Nicholas (2017). Formation of sediment waves by turbidity currents and geostrophic flows: a discussion. *Marine Geology*, vol. 390, pp. 89–93.
- McClain, Craig R., and others (2011). Dispersal, environmental niches and oceanic-scale turnover in deep-sea bivalves. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 279, No. 1735, pp. 1993–2002.
- McClain, Craig R., and others (2012a). Energetics of life on the deep seafloor. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, No. 38, pp. 15366–15371.
- McClain, Craig R., and others (2012b). Increased energy promotes size-based niche availability in marine mollusks. *Evolution: International Journal of Organic Evolution*, vol. 66, No. 7, pp. 2204–2215.

- McClain, Craig R., and Sarah Mincks Hardy (2010). The dynamics of biogeographic ranges in the deep sea. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 277, No. 1700, pp. 3533–3546.
- McClain, Craig R., and Thomas A. Schlacher (2015). On some hypotheses of diversity of animal life at great depths on the sea floor. *Marine Ecology*, vol. 36, No. 4, pp. 849–872.
- Menzies, Robert James, and others (1973). Abyssal environment and ecology of the world oceans.
- Mestre, Mireia, and others (2018). Sinking particles promote vertical connectivity in the ocean microbiome. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 29, pp. E6799–E6807.
- Mora, Camilo, and others (2013). Biotic and human vulnerability to projected changes in ocean biogeochemistry over the 21st century. *PLoS Biology*, vol. 11, No. 10, e1001682.
- O'Dea, Aaron, and others (2016). Formation of the Isthmus of Panama. *Science Advances*, vol. 2, No. 8, e1600883.
- O'Hara, Timothy D., and others (2019). Contrasting processes drive ophiuroid phylodiversity across shallow and deep seafloors. *Nature*, vol. 565, No. 7741, p. 636.
- Palanques, Albert, and others (2011). Effects of storm events on the shelf-to-basin sediment transport in the southwestern end of the Gulf of Lions (Northwestern Mediterranean).
- Pörtner, Hans-O., and Anthony P. Farrell (2008). Physiology and climate change. *Science*, vol. 322, No. 5902, pp. 690–692.
- Pörtner, H-O. (2010). Oxygen- and capacity-limitation of thermal tolerance: a matrix for integrating climate-related stressor effects in marine ecosystems. *Journal of Experimental Biology*, vol. 213, No. 6, pp. 881–893.
- Rex, Michael A., and Ron J. Etter (2010). *Deep-Sea Biodiversity: Pattern and Scale*. Harvard University Press.
- Robison, Bruce H. (2009). Conservation of deep pelagic biodiversity. *Conservation Biology*, vol. 23, No. 4, pp. 847–858.
- Rogers, Alex David (2015). Environmental change in the deep ocean. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 40, pp. 1–38.
- Ruhl, Henry A., and Kenneth L. Smith (2004). Shifts in deep-sea community structure linked to climate and food supply. *Science*, vol. 305, No. 5683, pp. 513–515.
- Ruhl, Henry A., and others (2014). Links between deep-sea respiration and community dynamics. *Ecology*, vol. 95, No. 6, pp. 1651–1662.
- Ruhl, Henry A., and others (2008). Connections between climate, food limitation, and carbon cycling in abyssal sediment communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 105, No. 44, pp. 17006–17011.
- Sardà, Francisco, and others (2004). An introduction to Mediterranean deep-sea biology. *Scientia Marina*, vol. 68, No. S3, pp. 7–38.
- Scher, Howie D., and Ellen E. Martin (2006). Timing and climatic consequences of the opening of Drake Passage. *Science*, vol. 312, No. 5772, pp. 428–430.
- Schmidt, Daniela N., and others (2007). The closure history of the Central American seaway: evidence from isotopes and fossils to models and molecules. *Deep Time Perspectives on Climate Change: Marrying the Signal from Computer Models and Biological Proxies: London, Geological Society of London*, pp. 427–442.
- Schmidt, Daniela N., and others (2016). Morphological response of planktic foraminifers to habitat modifications associated with the emergence of the Isthmus of Panama. *Marine Micropaleontology*, vol. 128, pp. 28–38.
- Shulse, Christine N., and others (2017). Polymetallic nodules, sediments, and deep waters in the equatorial North Pacific exhibit highly diverse and distinct bacterial, archaeal, and microeukaryotic communities. *Microbiology Open*, vol. 6, No. 2, e00428.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2008). *Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity, Decision IX/20. Marine and Coastal Biodiversity. UNEP/CBD/COP/DEC/IX/20. Annex I. Scientific Criteria for Identifying Ecologically or Biologically Significant Marine Areas in Need of Protection in Open-Ocean Waters and Deep-Sea Habitats*.

- Simon-Lledó, Erik, and others (2019a). Ecology of a polymetallic nodule occurrence gradient: Implications for deep-sea mining. *Limnology and Oceanography*, vol. 64, No. 5, pp. 1883–1894. <https://doi.org/10.1002/lno.11157>.
- Simon-Lledó, Erik, and others (2019b). Megafaunal variation in the abyssal landscape of the Clarion Clipperton Zone. *Progress in Oceanography*, vol. 170, pp. 119–133.
- Smith, Craig R., and others (2008). Abyssal food limitation, ecosystem structure and climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 23, No. 9, pp. 518–528.
- Smith, Craig R., and Amanda W.J. Demopoulos (2003). The deep Pacific ocean floor. In *Ecosystems of the World*, pp. 179–218.
- Smith, Kenneth L., Jr., and others (2009). Climate, carbon cycling, and deep-ocean ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 106, No. 46, pp. 19211–19218.
- Smith, Kenneth L., Jr., and others (2013). Deep ocean communities impacted by changing climate over 24 y in the abyssal northeast Pacific Ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. 49, pp. 19838–19841.
- Snelgrove, Paul V.R., and C.R. Smith (2002). A riot of species in an environmental calm: the paradox of the species-rich deep-sea floor. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, vol. 40, pp. 311–42.
- Soltwedel, Thomas, and others (2005). HAUSGARTEN: multidisciplinary investigations at a deep-sea, long-term observatory in the Arctic Ocean. *Oceanography*, vol. 18, No. 3.
- Soltwedel, Thomas, and others (2016). Natural variability or anthropogenically-induced variation? Insights from 15 years of multidisciplinary observations at the arctic marine LTER site HAUSGARTEN. *Ecological Indicators*, vol. 65, pp. 89–102.
- Somero, G.N. (1992). Biochemical ecology of deep-sea animals. *Experientia*, vol. 48, No. 6, pp. 537–543.
- Soto, Eulogio H., and others (2010). Temporal variability in polychaete assemblages of the abyssal NE Atlantic Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 57, No. 15, pp. 1396–1405.
- Stramma, Lothar, and others (2010). Ocean oxygen minima expansions and their biological impacts. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 57, No. 4, pp. 587–595.
- Suttle, Curtis A. (2005). Viruses in the sea. *Nature*, vol. 437, No. 7057, p. 356.
- Sweetman, Andrew K., and others (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, art. 4.
- Taboada, Sergi, and others (2018). Implications of population connectivity studies for the design of marine protected areas in the deep sea: an example of a demosponge from the Clarion-Clipperton Zone. *Molecular Ecology*, vol. 27, No. 23, pp. 4657–4679.
- Thomas, Ellen (2007). Cenozoic mass extinctions in the deep sea: what perturbs the largest habitat on Earth? In *Large Ecosystem Perturbations: Causes and Consequences*, Simonetta Monechi, and others, eds. Geological Society of America, vol. 424. [https://doi.org/10.1130/2007.2424\(01\)](https://doi.org/10.1130/2007.2424(01)).
- Thomas, Ellen, and Andrew J. Gooday (1996). Cenozoic deep-sea benthic foraminifers: tracers for changes in oceanic productivity? *Geology*, vol. 24, No. 4, pp. 355–358.
- Thomas, Ellen, and others (2000). Deep-sea environments on a warm earth: latest Paleocene-early Eocene. In *Warm Climates in Earth History*, eds. Brian T. Huber and others, pp. 132–160. Cambridge University Press.
- Thornalley, David J.R., and others (2018). Anomalously weak Labrador Sea convection and Atlantic overturning during the past 150 years. *Nature*, vol. 556, No. 7700, p. 227.
- Thurber, Andrew R., and others (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 14, pp. 3941–3963.
- Ulses, C., and others (2008). Impact of storms and dense water cascading on shelf-slope exchanges in the Gulf of Lion (NW Mediterranean). *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 113, No. C2. <https://doi.org/10.1029/2006JC003795>.
- United Nations (2017a). Chapter 1: Introduction – Planet, oceans and life. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.

- _____ (2017b). Chapter 24: Solid waste disposal. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). Chapter 36F: Open ocean deep sea. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017d). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Van den Hove, Sybille, and Vincent Moreau (2007). *Deep-Sea Biodiversity and Ecosystems: A Scoping Report on Their Socio-Economy, Management and Governanace*. UNEP Regional Seas Reports and Studies No. 184. UNEP/Earthprint.
- Vanreusel, Ann, and others (2016). Threatened by mining, polymetallic nodules are required to preserve abyssal epifauna. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 26808.
- Vinogradova, Nina G. (1979). The geographical distribution of the abyssal and hadal (ultra-abyssal) fauna in relation to the vertical zonation of the ocean. *Sarsia*, vol. 64, Nos. 1–2, pp. 41–50.
- _____ (1997). Zoogeography of the abyssal and hadal zones. In *Advances in Marine Biology*, vol. 32, pp. 325–387. Elsevier.
- Watling, Les, and others (2013). A proposed biogeography of the deep ocean floor. *Progress in Oceanography*, vol. 111, pp. 91–112.
- Webb, Thomas J., and others (2010). Biodiversity's big wet secret: the global distribution of marine biological records reveals chronic under-exploration of the deep pelagic ocean. *PLoS One*, vol. 5, No. 8, e10223.
- Wei, Chih-Lin, and others (2010). Global patterns and predictions of seafloor biomass using random forests. *PloS One*, vol. 5, No. 12, e15323.
- Wiklund, Helena, and others (2017). Abyssal fauna of the UK-1 polymetallic nodule exploration area, Clarion-Clipperton Zone, central Pacific Ocean: Mollusca. *ZooKeys*, vol. 707, pp. 1–46. <https://doi.org/10.3897/zookeys.707.13042>.
- Wiklund, Helena, and others (2019). Abyssal fauna of polymetallic nodule exploration areas, eastern Clarion-Clipperton Zone, central Pacific Ocean: Annelida: Capitellidae, Opheliidae, Scalibregmatidae, and Traviidae. *ZooKeys*, vol. 883, pp. 1–82. <https://doi.org/10.3897/zookeys.883.36193>.
- Wlodarska-Kowalczyk, Maria, and Thomas H. Pearson (2004). Soft-bottom macrobenthic faunal associations and factors affecting species distributions in an Arctic glacial fjord (Kongsfjord, Spitsbergen). *Polar Biology*, vol. 27, No. 3, pp. 155–167.
- Woolley, Skipton N.C., and others (2016). Deep-sea diversity patterns are shaped by energy availability. *Nature*, vol. 533, No. 7603, p. 393.
- Yashayaev, Igor, and others (2007). Spreading of the Labrador Sea Water to the Irminger and Iceland basins. *Geophysical Research Letters*, vol. 34, No. 10.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2017). Combining marine macroecology and palaeoecology in understanding biodiversity: microfossils as a model. *Biological Reviews*, vol. 92, No. 1, pp. 199–215.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2018). Marine biodiversity in space and time: what tiny fossils tell. *Mètode Science Studies Journal - Annual Review*. <https://doi.org/10.7203/metode.9.11404>.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2019a). Quaternary deep-sea ostracods from the north-western Pacific Ocean: global biogeography and Drake-Passage, Tethyan, Central American and Arctic pathways. *Journal of Systematic Palaeontology*, vol. 17, No. 2, pp. 91–110. <https://doi.org/10.1080/14772019.2017.1393019>.
- Yasuhara, Moriaki, and others (2019b). North Atlantic intermediate water variability over the past 20,000 years. *Geology*, vol. 47, No. 7, pp. 659–63. <https://doi.org/10.1130/G46161.1>.
- Yasuhara, Moriaki, and Thomas M. Cronin (2008). Climatic influences on deep-sea ostracode (Crustacea) diversity for the last three million years. *Ecology*, vol. 89, No. sp11, pp. S53–S65.
- Yasuhara, Moriaki, and Roberto Danovaro (2016). Temperature impacts on deep-sea biodiversity. *Biological Reviews*, vol. 91, No. 2, pp. 275–287.
- Yesson, Chris, and others (2011). The global distribution of seamounts based on 30 arc seconds bathymetry data. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 58, No. 4, pp. 442–453.

Chapitre 7N

Haute mer

Constitutrices et contributeurs : Peter Croot (organisateur de l'équipe de rédaction), Osman Keh Kamara, Joseph Montoya, Tracy T. Sutton et Michael Vecchione.

Principales observations

- Le réchauffement climatique affecte déjà la haute mer et les vagues de chaleur marines vont probablement augmenter en fréquence et en intensité à l'avenir.
- Les transformations induites par les changements climatiques dans la pompe biologique de la haute mer vont modifier la capacité de l'océan à absorber le carbone anthropique.
- La désoxygénation de la haute mer entraîne déjà une compression de l'habitat pour certaines espèces pélagiques, qui se répercute sur leur répartition verticale et horizontale dans l'océan.
- Les flux croissants de déchets plastiques provenant de la terre se font ressentir sur les écosystèmes de la haute mer.
- Il existe un grave manque de connaissances sur les environnements pélagiques profonds (mésopélagiques, bathypélagiques, etc.), qui sont mal échantillonnés et mal compris.

1. Introduction

1.1. Champ du sujet

Le chapitre 36F de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a) comprenait une évaluation des écosystèmes de haute mer, combinant zones pélagique et benthique, au large du plateau continental (200 m de profondeur). Dans la présente Évaluation actualisée, les écosystèmes benthiques sont traités séparément, et le présent chapitre se concentre uniquement sur le domaine pélagique dans toute la colonne d'eau.

Auparavant, la première Évaluation (Nations Unies, 2017b) indiquait que, malgré sa relative inaccessibilité, la haute mer fournissait des biens et des services essentiels en tant qu'écosystème marin. En outre, les zones pélagiques présentent un important potentiel de ressources minérales, énergétiques et vivantes, bien qu'elles soient mal étudiées sur le plan spatial et temporel. Cette faiblesse de nos connaissances sur la biodiversité et sur le fonctionnement des écosystèmes a été un facteur de complication pour les questions de conservation.

1.2. Le domaine pélagique

Les principaux facteurs physiques qui structurent les écosystèmes pélagiques sont la profondeur et la pression, la lumière, la température, les apports de nutriments (azote, fer, etc.),

l'oxygène dissous et les courants. La zone de surface de la haute mer (zone épipélagique, jusqu'à 200 m) est définie par une pénétration de la lumière solaire suffisante pour permettre la production primaire. Sous cette zone, on trouve la zone mésopélagique, ou « crépusculaire », qui s'étend généralement du fond de la zone épipélagique jusqu'à environ 1 000 m, ce qui est la profondeur maximale de pénétration de la lumière solaire, et le fond de la thermocline permanente. La zone mésopélagique est importante pour la migration verticale active et pour la dégradation microbienne de la matière organique descendant de la surface, qui sont deux éléments cruciaux de la pompe biologique (Robinson et al., 2010). Depuis la revue à la hausse des estimations de la biomasse de necton mésopélagique, la migration verticale quotidienne des organismes d'eau profonde de la zone mésopélagique vers la zone épipélagique (et inversement) est de plus en plus perçue comme un important facteur du flux de carbone (Irigoien et al., 2014).

Le domaine bathypélagique, zone sombre et froide (0-5 °C) située entre 1 000 et 4 000 m de profondeur et représentant près de 75 % du volume des océans, est l'écosystème le plus vaste de la planète (Costello et al., 2010). L'océan pélagique profond est sous-observé et sous-échantillonné, ce qui s'explique par plusieurs facteurs : a) la difficulté de l'accès aux plateformes d'échantillonnage en pleine mer pour la collecte d'échantillons en eaux

profondes; b) l'importance du volume océanique concerné; et c) la forte dispersion des populations. Même si les données sur les écosystèmes mésopélagiques s'améliorent, on en sait encore très peu sur les organismes des zones profondes, notamment les zones bathypélagiques, abyssopélagiques (4 000 – 6 000 m) et hadalépélagiques (> 6 000 m). Les premiers résultats indiquent que la diversité globale des espèces pourrait être moindre que dans d'autres écosystèmes, bien que de nouvelles études microbiennes révèlent une grande diversité dans les profondeurs de l'océan. Des études ont montré que la connectivité latérale se produit également entre les zones profondes de la haute mer, et ne se limite pas seulement à la zone mésopélagique et à la surface (Sutton, 2013).

Les crustacés (copépodes, amphipodes, ostracodes, etc.) contribuent de manière importante à l'abondance et au nombre d'espèces de zooplancton dans les profondeurs de l'océan. Les animaux gélatineux, tels que les salpes, les méduses et les siphonophores coloniaux, y jouent également un grand rôle. Parmi les organismes de plus grande taille, on y trouve de nombreuses espèces de poissons, de requins, de crustacés (crevettes, krill, etc.) et de céphalopodes (notamment calmars). Les estimations de la biomasse fondées sur des mesures acoustiques indiquent que l'importance des poissons mésopélagiques a peut-être été sérieusement sous-estimée dans le passé. Leur masse est probablement d'environ 10 000 à 15 000 millions de tonnes et ils consomment jusqu'à 10 % de la productivité primaire par leur respiration (Irigoien et al., 2014). La biomasse des poissons pélagiques profonds constitue probablement l'écrasante majorité de la biomasse de poissons sur la planète (Sutton, 2013). Ces espèces jouent également un grand rôle dans le régime alimentaire des mammifères (baleines à dents et phoques), des thons, des oiseaux de mer et des poissons démersaux profonds.

1.3. Pressions sur le domaine pélagique

La haute mer est influencée par de multiples facteurs de stress environnementaux, dont le réchauffement, l'acidification et la désoxygénation des océans. Ces facteurs de stress sont susceptibles de favoriser des modifications dans la distribution latitudinale et verticale des réserves de poissons de haute mer et d'eau profonde (Brander, 2010), tandis que la désoxygénation peut entraîner une compression de l'habitat pour les organismes aérobies (Stramma et al., 2012) tout en augmentant le volume d'eau hébergeant les processus anaérobies. Les changements dans le forçage ascendant ou descendant auront probablement des effets complexes et indirects sur les services écosystémiques en haute mer, en particulier sur la pompe à carbone biologique, bien que l'on ignore encore quelle sera leur incidence globale, car les connaissances sur la diversité, la fonction et les processus microbiens dans les profondeurs de l'océan sont encore trop lacunaires.

1.4. Lacunes en matière de connaissances constatées dans la première Évaluation mondiale de l'océan

Dans la première Évaluation, il était noté que des informations cruciales sur les écosystèmes pélagiques faisaient défaut, car les données n'étaient disponibles que pour quelques zones géographiques et seulement pour une fraction de la biodiversité globale. L'Évaluation soulignait le fait que les informations sur la structure des écosystèmes et sur les processus en leur sein étaient insuffisantes pour évaluer la performance potentielle des mesures de conservation et de gestion qui avaient été élaborées pour les écosystèmes marins du plateau continental et des côtes.

1.5. Progrès scientifiques depuis la première Évaluation mondiale de l'océan

L'océan, y compris la haute mer, a fait l'objet d'un récent rapport spécial du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [(GIEC), 2019]. Une avancée majeure a été la reconnaissance du fait que le grand nombre de facteurs de stress dus aux changements climatiques sur la haute mer nécessitera de nouveaux outils pour analyser l'incidence de chacun de ces facteurs sur l'écosystème et les interactions synergiques entre ces facteurs, étant donné que la résultante pourrait être fortement non linéaire (Boyd et al., 2015).

Les migrations verticales sont déduites depuis l'espace à l'aide d'un instrument de détection et de télémétrie par satellite (Behrenfeld et al., 2019), ce qui permet de mieux comprendre ce mécanisme important sur le plan biogéochimique. Nos connaissances de la répartition mondiale des éléments traces et de leurs isotopes dans tous les bassins océaniques ont été considérablement améliorées par le programme international GEOTRACES (Schlitzer et al., 2018). Notre compréhension de la physique et de la biogéochimie de la haute mer s'est élargie à la fois dans l'espace et dans le temps grâce à une utilisation accrue des flotteurs Argo (Roemmich et al., 2019) et des planeurs océaniques (Rudnick, 2016). Ces données, ainsi que les relevés hydrographiques répétés par le biais du Groupe d'experts pour

les études hydrographiques des océans de la planète conduites à partir de navires (GO-SHIP) (Sloyan et al., 2019), ont permis de mieux comprendre le fonctionnement de la pompe biologique et de discerner un autre mécanisme, à savoir la pompe à injection de particules (Boyd et al., 2019), qui agit en même temps que la pompe à gravitation biologique traditionnelle.

Au cours de la dernière décennie, les progrès rapides enregistrés par les sciences dites « omiques » ont été rapidement appliqués aux études en haute mer, ce qui a permis : le séquençage en temps quasi réel, en mer, de la biocénose microbienne (Bennke et al., 2016); l'application de l'ADN environnemental (ADNe) pour détecter les requins blancs en pleine mer (Truelove et al., 2019); la combinaison de l'ADNe avec des véhicules sous-marins autonomes pour examiner la biodiversité (Yamahara et al., 2019). Grâce au recours croissant aux étiquettes intelligentes et aux capteurs fixés aux organismes (Harcourt et al., 2019), aux capteurs acoustiques passifs (Delory et al., 2014) et aux nouveaux outils de visualisation des particules marines (Lombard et al., 2019), de nouvelles données sont obtenues sur la biodiversité et sur le fonctionnement des écosystèmes de haute mer. En particulier, notre compréhension de la zone mésopélagique a évolué et a permis d'établir des provinces biogéographiques et biogéochimiques à l'échelle mondiale (Reygondeau et al., 2018).

2. Changements environnementaux en haute mer depuis 2010

2.1. Changements dans l'état général, y compris l'état physique ou biologique

2.1.1. Réchauffement des océans, vagues de chaleur marines et régimes des vents

Il est désormais évident que l'océan s'est réchauffé au cours des dernières décennies (Cheng et al., 2019) et, si la majeure partie de

la chaleur supplémentaire a été absorbée par la surface, les signes du réchauffement s'observent également dans l'océan intermédiaire et profond (Cheng et al., 2017). On a prédit que le réchauffement de la surface entraînerait une plus grande stratification des eaux proches de la surface, bien que des travaux récents indiquent que, si les températures de la surface de la mer augmentent aux latitudes moyennes, on constate que la stratification

n'augmente pas et que la couche de mélange ne se rapproche pas de la surface (Somavilla et al., 2017). Au contraire, on a observé un approfondissement de la couche de mélange en hiver en raison des changements dans le pompage d'Ekman (Somavilla et al., 2017).

Comme les températures mondiales ont augmenté ces dernières années, les vagues de chaleur marines (Hobday et al., 2016) se font plus longues et plus fréquentes (Oliver et al., 2018). Des études de modélisation suggèrent que l'on observera aussi très probablement de plus en plus de vagues de chaleur marines à l'avenir en raison du réchauffement climatique (Frölicher et al., 2018). Les vagues de chaleur marines dans l'océan Pacifique tropical et dans l'océan Indien sont provoquées par le phénomène El Niño – Oscillation australe et par les téléconnexions qui y sont corrélées (Holbrook et al., 2019), tandis qu'aux latitudes plus élevées, elles sont associées à des modifications des courants océaniques chauds, à l'activité des tourbillons à méso-échelle et à la dynamique atmosphère-océan (Rodrigues et al., 2019). La circulation thermohaline a été affaiblie ces dernières années en raison du réchauffement climatique, et ses conséquences sur la température et sur les régimes climatiques dans les pays bordant l'Atlantique et la zone équatoriale autour du globe, ainsi que sur les services écosystémiques, sont de plus en plus profondes (Rahmstorf et al., 2015).

Le régime des vents s'est également modifié en haute mer au cours des trois dernières décennies, avec de légères augmentations de la vitesse moyenne du vent et de la hauteur des vagues. Des augmentations plus importantes ont été constatées pour les conditions extrêmes (vitesse du vent ou hauteur des vagues dépassant les 90^e percentiles) (Young et Ribal, 2019). D'après les observations faites par satellite de 1995 à 2018, la plus forte augmentation de la vitesse des vents et de la hauteur des vagues a eu lieu dans l'océan Austral.

2.1.2. Acidification des océans

Les estimations les plus récentes de l'absorption du carbone anthropique par la haute mer (1994-2007) indiquent que l'absorption augmente, mais avec des écarts régionaux

importants; par exemple, elle a été plus lente que prévu dans l'Atlantique Nord, mais plus rapide dans l'Atlantique Sud (Gruber et al., 2019). Des études de séries chronologiques réalisées en pleine mer, recueillies grâce à l'inclusion de capteurs autonomes de carbone marin (notamment pH et pression partielle du CO₂ dissous dans l'eau de mer, ou pCO₂), remontant à près de 20 ans sur certains sites, montrent des tendances clairement observables pour le pH (en baisse) et pour la pCO₂ (en hausse) (Sutton et al., 2019).

2.1.3. Désoxygénation des océans

On s'attend à ce que, compte tenu du réchauffement planétaire en cours, la haute mer contienne de moins en moins d'oxygène dissous (ceci étant la conséquence d'un ensemble complexe de processus biogéochimiques et physiques) (Levin, 2018). La capacité de mesurer l'oxygène dissous à des niveaux nanomolaires a permis de conclure que l'importance des régions anoxiques (sans oxygène) en plein mer pourrait avoir été sous-estimée auparavant (Tiano et al., 2014). L'impact des changements climatiques sur la respiration est actuellement mal compris, en particulier pour les microbes (Robinson, 2019), pour lesquels une rétroaction complexe pourrait causer une redistribution des espèces de bactéries et d'archées dans l'océan (Beman et Carolan, 2013), les organismes adoptant des niches spécifiques dans les différentes zones d'oxydoréduction (Bertagnoli et Stewart, 2018). Malgré leur tolérance à l'hypoxie, certains zooplanctons de haute mer vivent déjà près de leurs limites physiologiques. Si elle se poursuit, la désoxygénation provoquera probablement des changements imprévus dans la structure et la fonction des écosystèmes de la zone mésopélagique (Wishner et al., 2018).

2.1.4. Incidences humaines : dernières zones sauvages et augmentation de la pollution par les plastiques

L'océan est fortement touché par les activités humaines (Jones et al., 2018) et la plupart des zones de nature sauvage encore préservées qui sont connues se trouvent en dehors des zones économiques exclusives (c'est-à-dire

dans des zones situées au-delà des juridictions nationales). Malgré l'éloignement des sources terrestres, le volume et l'étendue des déchets plastiques en haute mer ne font qu'augmenter (Van Sebille et al., 2015). Les gyres de haute mer agissent comme des zones d'accumulation de la pollution plastique en créant de véritables « vortex de déchets » (Lebreton et al., 2018). On prévoit que le flux de déchets microplastiques en direction de la haute mer augmentera considérablement à l'avenir (Lebreton et Andrady, 2019).

2.2. Facteurs associés aux changements

2.2.1. Réchauffement de l'océan et modification de la pompe à carbone océanique

Selon des estimations basées sur des modèles rétrospectifs, le réchauffement de l'océan a réduit la production des pêcheries marines de 4,1 % entre 1930 et 2010 (Free et al., 2019). Le réchauffement des océans aurait une incidence plus importante sur les réserves mondiales de poissons circumpolaires que l'acidification des océans (Watson et al., 2018). Dans l'ensemble, la haute mer est probablement plus vulnérable au stress thermique que la terre (Pinsky et al., 2019), ce qui peut se traduire par une plus grande sensibilité au réchauffement et des taux de colonisation plus rapides, avec un taux de renouvellement plus rapide des espèces. Le réchauffement a déjà favorisé un déplacement de la répartition de certaines espèces en direction des pôles (Pinsky et al., 2020), dont des espèces commerciales comme le thon (Monllor-Hurtado et al., 2017). Si certaines populations d'oiseaux de mer semblent insensibles aux variations de la température de l'océan (Keogan et al., 2018), une vague de chaleur marine dans le Pacifique Nord-Est a causé une mortalité extrême chez les guillemots de Troil (Piatt et al., 2020). Dans ce contexte, les vagues de chaleur marines sont susceptibles de bouleverser la biodiversité en haute mer (Smale et al., 2019).

La possibilité que le réchauffement de l'océan modifie la productivité primaire demeure incertaine (Behrenfeld et al., 2016), bien que la modélisation suggère de petites diminutions

causées par l'augmentation de la température dans l'océan tropical (Kwiatkowski et al., 2017). Toutefois, la forte dépendance à la température des taux métaboliques en haute mer est susceptible d'affecter la pompe à carbone biologique, en particulier les espèces microbiennes (Cavan et al., 2019), ce qui pourrait engendrer une rétroaction positive sur le réchauffement climatique en réduisant la séquestration nette de carbone par l'océan (Boscolo-Galazzo et al., 2018).

Le réchauffement climatique pourrait également affecter le moment (phénologique) de la prolifération du phytoplancton en haute mer (Barton et al., 2016), bien que les variations de l'ensoleillement soient le principal moteur du phytoplancton (Boyce et al., 2017) et soient susceptibles, à terme, de limiter la migration des espèces en direction des pôles (Sundby et al., 2016). Le réchauffement pourrait réduire le décalage temporel entre les production phytoplanctonique et protozoïque (Aberle et al., 2012) et l'abondance du zooplancton, ce qui aura des répercussions sur les niveaux trophiques supérieurs (Sundby et al., 2016), sur la pompe à carbone biologique et sur les services écosystémiques qui en découlent (Barange et al., 2017).

Si les changements de pH et de concentration de carbonate sont susceptibles d'être moins dramatiques en haute mer que dans les eaux côtières (Duarte et al., 2013), la biodiversité pourrait être affectée négativement dans les régions où l'absorption de CO₂ anthropique est la plus importante (comme dans l'Atlantique Nord) (Gehlen et al., 2014). D'autres processus biogéochimiques seront concernés par la diminution du pH (Gehlen et al., 2011); d'ailleurs, on observe déjà une baisse du taux de nitrification en pleine mer (Beman et al., 2011), ce qui, à l'avenir, pourrait modifier la communauté microbienne et le cycle de l'azote.

2.2.2. Désoxygénation et compression de l'habitat

La désoxygénation des océans entraîne l'expansion, à la fois verticalement et horizontalement, des zones de minimum d'oxygène (Levin, 2018), ce qui peut conduire à la compression de l'habitat de certains organismes

pélagiques (Stramma et al., 2012) par le biais de contraintes métaboliques (Deutsch et al., 2015). La compression de l'habitat peut également entraîner une augmentation de la possibilité de capture de certains poissons porte-épée (tels que marlins, espadons et voiliers) dans le Pacifique Est, avec un potentiel de surexploitation si leur pêche n'est pas gérée avec soin (Pohlot et Ehrhardt, 2017).

2.2.3. Incidences humaines directes

L'incidence cumulée des activités humaines sur la haute mer varie à la fois dans le temps et dans l'espace (Halpern et al., 2015), si bien que seule une petite partie des zones marines sauvages de la haute mer subsistent (Jones et al., 2018). Outre les impacts des émissions de carbone d'origine anthropique, d'autres activités humaines affectent directement la haute mer.

Activités de pêche. Les aliments d'origine marine proviennent désormais de régions de plus en plus éloignées de celles où ils sont consommés (Watson et al., 2015), ce qui élargit l'empreinte mondiale des activités de pêche en pleine mer (Kroodsma et al., 2018). En fin de compte, cependant, la productivité marine limite la quantité de poissons disponibles (Chassot et al., 2010) et, actuellement, les pêches de capture marine mondiales semblent avoir atteint un plateau (voir chap. 15).

Panaches de contaminants induits par l'homme en haute mer. Les activités industrielles en haute mer compromettent la biodiversité par leur émission continue de polluants (Tournadre, 2014) et par le biais d'événements transitoires. Les marées noires, comme la catastrophe de Deepwater Horizon en 2010 dans le Golfe du Mexique, ont montré que l'incidence de ce type d'événement se fait ressentir à tous les niveaux trophiques pendant de nombreuses années (McClain et al., 2019). Les travaux de modélisation suggèrent que l'incidence sur l'écosystème pourrait durer des décennies (Ainsworth et al., 2018). L'exploration

et l'exploitation minières en haute mer et l'élimination en mer des déchets miniers sont également susceptibles d'affecter la haute mer (Vare et al., 2018). Les effets du déversement de résidus miniers en eaux profondes (Ramirez-Llodra et al., 2015) sont encore mal compris en ce qui concerne leur incidence sur les organismes pélagiques et mésopélagiques.

2.3. Incidences des changements sur les autres composantes du système marin et interactions avec elles

2.3.1. Changements dans les services écosystémiques

Il existe actuellement un manque d'informations sur les services écosystémiques des biocénoses mésopélagiques et bathypélagiques (Martinetto et al., 2020; St. John et al., 2016). De même, il existe peu d'exemples d'études examinant l'étendue du couplage benthopélagique dans l'océan (Trueman et al., 2014).

2.3.2. Incidences indirectes des changements climatiques sur les niveaux trophiques supérieurs

Les changements de circulation dus au réchauffement climatique dans l'Atlantique Nord ont entraîné un déplacement vers le nord du copépode (*Calanus finmarchicus*) qui est la principale source de nourriture de la baleine franche du Nord, une espèce menacée. Ces changements ont conduit les baleines à modifier leurs habitudes alimentaires saisonnières pour suivre les copépodes. Malheureusement, la redistribution des baleines dans des régions où les protections contre les collisions avec les navires ou contre les enchevêtrements avec les engins de pêche ne sont pas encore en place a pour conséquence de retarder la reconstitution de l'espèce (Record et al., 2019).

3. Conséquences des changements pour les populations humaines, leurs économies et leur bien-être

3.1. Conséquences actuellement observées

Lorsqu'il s'agit d'évaluer les conséquences de la modification des écosystèmes pour l'homme, la haute mer est un cas particulier, car il n'existe actuellement aucune communauté humaine permanente vivant dans ou sur la haute mer. Cependant, de nombreuses populations côtières dépendent des ressources extraites en haute mer et seront touchées par les effets des changements climatiques sur les écosystèmes de haute mer. Certaines incidences commencent déjà à être observées : modifications dans la répartition des espèces résultant des déplacements des taxons en direction des pôles (Barton et al., 2016) et de la compression des habitats due à la désoxygénation (Stramma et al., 2012), etc.

De récents travaux suggèrent que l'adoption de l'Accord de Paris¹ présente des avantages pour les pêches (Sumaila et al., 2019) et qu'une meilleure gestion des pêches pourrait compenser certaines des incidences des changements climatiques sur elles (Gaines et al., 2018).

3.2. Implications pour la réalisation des objectifs de développement durable²

3.2.1. Réduction de la pollution marine (indicateur 14.1.1 des objectifs de développement durable)

L'avalanche de matières plastiques qui pénètrent dans les océans exige que les États prennent des mesures pour éliminer ou réduire l'utilisation du plastique partout où cela est possible. Les récentes initiatives prises au niveau de l'Union européenne et ailleurs, en réaction à la pression de l'opinion publique, en

faveur d'une réduction de l'utilisation des plastiques, de l'augmentation du recyclage et, au final, d'une limitation des déchets plastiques entrant dans l'environnement, sont les bienvenues mais tous les États doivent intensifier leurs efforts pour parvenir à une réduction significative d'ici 2025.

3.2.2. Évaluation des changements biogéochimiques dans l'océan (indicateurs 14.2.1 et 14.3.1 des objectifs de développement durable)

Des travaux de modélisation ont déterminé les délais nécessaires pour évaluer et détecter les tendances corrélées aux changements climatiques en haute mer (Henson et al., 2016), appelée « période d'émergence des tendances ». Pour pouvoir distinguer les effets des changements climatiques de la variabilité naturelle, il est indispensable d'obtenir des données de séries chronologiques continues pour une période comprise entre 14 ans (pH) et 32 ans (productivité primaire). De même, les données relatives au pH et à la pCO₂ recueillies sur les sites de séries chronologiques en haute mer suggèrent une période de 8 à 15 ans avant d'atteindre le point d'émergence des tendances (Sutton et al., 2019). Le développement de nouveaux sites de séries chronologiques en haute mer et l'extension des sites existants nécessiteront des investissements tant sur le plan des technologies que des capacités humaines (Miloslavich et al., 2019).

3.2.3. Réserves marines (indicateurs 14.5.1 et 14.c.1 des objectifs de développement durable)

Des zones de plus en plus vastes de la haute mer sont désignées comme réserves marines ou aires marines protégées, notamment dans le Pacifique (comme l'aire marine protégée de Rapa Nui au Chili et le parc marin de

¹ Voir FCCC/CP/2015/10/Add.1, décision 1/CP.21, annexe.

² Voir les résolutions 70/1 et 71/313 de l'Assemblée générale, annexe.

Papahānaumokuākea, aux États-Unis), mais la gestion de ces zones pélagiques protégées sera difficile (Norse, 2005). Toutes les aires marines protégées contribueront à l'objectif n° 14, bien que des progrès restent à faire (Lubchenco et Grorud-Colvert, 2015), car seules quelques aires marines protégées se trouvent dans des zones situées au-delà des juridictions nationales. Le résultat de la conférence intergouvernementale chargée d'élaborer un instrument international juridiquement contraignant se rapportant à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale constituera une étape cruciale dans l'établissement d'un cadre juridique pour les aires marines protégées en haute mer (voir également chap. 27).

3.2.4. Pêche (indicateur 14.4.1 des objectifs de développement durable)

Même s'il existe plusieurs cadres juridiques dans chaque région (voir les indicateurs 5.1 et c.1 de l'objectif n° 14 mentionnés ci-dessus; l'indicateur 14.6, relatif aux subventions, s'appliquent également ici), il est difficile de parvenir à un développement durable de la pêche en haute mer, très probablement en raison du manque de connaissances de la structure et du fonctionnement globaux des écosystèmes

de haute mer. En particulier, le développement potentiel d'une industrie fondée sur les poissons mésopélagiques nécessitera l'affinement des méthodes d'évaluation des réserves et l'inclusion de nouvelles technologies et approches de modélisation (Hidalgo et Browman, 2019). Les changements climatiques se feront également ressentir sur les écosystèmes de haute mer et sur les pêcheries qui y sont liées (Barange et al., 2018). La pêche illégale, non déclarée et non réglementée reste l'une des plus grandes menaces pour la pêche durable et constitue un enjeu mondial.

3.2.5. Ressources pour la recherche de technologies marines (indicateur 14.a.1 des objectifs de développement durable)

Davantage de ressources sont nécessaires pour la recherche et la technologie marines et pour le renforcement des capacités, tant techniques qu'humaines, de collecte, d'interprétation et de diffusion des connaissances sur la haute mer. Cela inclut la mise en place d'une coopération à l'échelle des bassins océaniques par le biais du Système mondial d'observation de l'océan et des organisations connexes. Les activités menées dans le cadre de la Décennie des Nations Unies pour les sciences océaniques au service du développement durable (2021-2030)³ devraient grandement contribuer à la réalisation de cet indicateur.

4. Principaux changements et conséquences par région

4.1. Océan Arctique

L'Arctique continue de se réchauffer rapidement, ce qui entraîne la perte de la banquise pluriannuelle et touche les écosystèmes de la haute mer arctique, en plus du réchauffement climatique et de l'acidification des océans. Cela pourrait se traduire par un bouleversement de la productivité primaire, de la biodiversité et du fonctionnement des écosystèmes. En outre, le déplacement de nombreuses espèces de l'Atlantique Nord en direction des pôles (voir ci-après) empiète de plus en plus sur l'Arctique polaire.

4.2. Océan Atlantique Nord, mer Baltique, mer Noire, Méditerranée et mer du Nord

Le réchauffement de l'océan entraîne un déplacement de nombreuses espèces en direction des pôles, ce qui pourrait modifier le fonctionnement des écosystèmes. Les mers régionales risquent d'être davantage touchées par la pollution due aux microplastiques, à moins que les sources de ces matériaux qui se retrouvent en haute mer ne soient considérablement réduites.

³ Voir la résolution 72/73 de l'Assemblée générale, par. 292.

4.3. Atlantique Nord tropical et Antilles

La prolifération de sargasses devrait encore affecter les Antilles pendant plusieurs années (Putman et al., 2018), et son impact risque d'être négatif pour le tourisme, même si, dans d'autres régions, elle pourrait offrir de nouveaux débouchés (Milledge et Harvey, 2016). Les grandes floraisons de sargasses forment une structure physique étendue à la surface, tout en ombrageant les eaux en dessous, ce qui peut nuire à la productivité du phytoplancton, mais aussi regrouper les poissons dans l'ombre sous les radeaux de sargasses. La structure en gyre des courants de l'Atlantique Nord concentre les macroplastiques et les microplastiques dans une « plaque de déchets » (Poulain, 2019). L'intensification des ouragans peut avoir une incidence sur les processus de mélange aux méso- et grandes échelles.

4.4. Océan Atlantique Sud

Les vagues de chaleur marines sont de plus en plus fréquentes dans l'Atlantique Sud, entraînant de graves conséquences pour les régimes climatiques, et donc, la distribution et l'abondance des réserves de poissons. Un autre phénomène négatif concerne la hausse de la fréquence des tempêtes tropicales de l'Atlantique Sud du fait des changements climatiques.

4.5. Océan Indien, mer d'Arabie, golfe du Bengale, mer Rouge, golfe d'Aden et golfe Persique

Alors que l'océan Indien se réchauffe du fait des changements climatiques, il est probable que de nouvelles vagues de chaleur marines se produiront à l'avenir, entraînant des modifications dans le fonctionnement et dans la dynamique des écosystèmes, avec des incidences ultérieures sur les populations de la région qui dépendent de la pêche.

4.6. Océan Pacifique Nord

Le tourbillon du Pacifique Nord risque d'être plus fortement touché par la pollution par les microplastiques, dont les incidences potentielles sur les écosystèmes marins ne sont pas encore totalement connues ou comprises. Le réchauffement, l'acidification et la désoxygénation des océans sont également susceptibles de provoquer des modifications dans les écosystèmes marins et dans leur productivité. L'augmentation des vagues de chaleur marines affecte les écosystèmes du Pacifique Nord-Est, notamment en provoquant des proliférations de pyrosomes et la famine des oiseaux piscivores (Piatt et al., 2020).

4.7. Océan Pacifique Sud

Les vagues de chaleur marines sont susceptibles de devenir plus fréquentes et plus prononcées à l'avenir. La zone de minimum d'oxygène dans le Pacifique Sud tropical oriental devrait s'étendre à la fois horizontalement et verticalement, ce qui influera sur la répartition des réserves de poissons pélagiques. Pour les îles du Pacifique, qui dépendent de l'océan, les changements climatiques auront probablement une incidence considérable sur le mode de vie, la santé et la culture.

4.8. Océan Austral

L'océan Austral continue de se réchauffer; il est à l'origine de la plus grande partie de la hausse globale de la chaleur dans l'océan (GIEC, 2019). Une conséquence probable de cette situation est une nouvelle contraction de l'habitat de la banquise pour le krill en direction du sud, et un passage à des écosystèmes dominés par les Salpidae, ce qui aura des répercussions pour les organismes trophiques supérieurs (phoques, baleines et pingouins) dont le krill est une proie essentielle. L'océan Austral continuera d'éliminer le CO₂ de l'atmosphère, ce qui entraînera une baisse du pH, susceptible de causer une nouvelle baisse des taux de calcification.

5. Perspectives

5.1. La haute mer dans un futur proche

Au cours des prochaines décennies, la haute mer deviendra plus chaude, moins oxygénée et plus acide en raison des effets des changements climatiques (GIEC, 2019). Les différentes échelles de temps de ces multiples facteurs de stress et les interactions entre eux entraîneront des altérations dans le fonctionnement et la structure des écosystèmes à diverses échelles temporelles et spatiales. L'échéance de ces incidences variera d'une région à l'autre; elles mettront en outre plus de temps à se manifester en profondeur en raison du volume et de la lenteur de la circulation dans les grands fonds.

5.2. Conséquences écosystémiques des changements en cours en haute mer

Si les changements en cours au niveau mondial affectent les services écosystémiques de la haute mer (l'« économie bleue »), il est difficile de prévoir quelles seront les évolutions futures, en raison du chevauchement de nombreux facteurs de stress (Boyd et al., 2018). La compression des habitats due à l'expansion des zones de minimum d'oxygène et à la migration en cours de certains taxons clés vers les pôles devraient être à l'origine d'évolutions continues dans les écosystèmes de haute mer. Les modifications de la productivité et

de la pompe biologique se ressentiront sur le piégeage du carbone dans les profondeurs de l'océan.

5.3. Conséquences socioéconomiques des changements en cours en haute mer

Les changements en cours en haute mer auront un impact socioéconomique de grande envergure au fil du temps, car les activités connexes devront s'adapter en conséquence (compte tenu par exemple de la migration de certaines espèces de poissons en raison du réchauffement et de la désoxygénation, ou de la prolifération des algues sargasses) et mettre en œuvre des mesures d'atténuation des problèmes (comme la pollution par les microplastiques et les émissions maritimes). La mise en place de réserves marines et d'aires protégées à grande échelle en pleine mer, en tant qu'actions visant à atteindre les objectifs de développement durable, nécessitera également de nouveaux accords internationaux concernant la création et la surveillance de ces zones. On assiste à une hausse de la demande d'observations mondiales de la haute mer (Levin et al., 2019; Miloslavich et al., 2019), ce qui nécessitera un investissement plus important dans l'équipement et les capacités humaines afin d'interpréter les données et de produire des évaluations éclairées sur lesquelles la réflexion et la mise en œuvre des politiques pourront s'appuyer.

6. Principales lacunes en matière de connaissances

On en sait encore très peu sur les écosystèmes de la haute mer et l'incidence des facteurs physiques sur la biodiversité qu'elle abrite. Les zones mésopélagiques de l'océan, plus profondes, sont gravement sous-explorées et mal comprises, y compris en ce qui concerne les échanges entre la partie profonde et la partie supérieure de l'océan, principalement

la migration verticale quotidienne des organismes. Il faut également veiller à ce que des informations de base (comme la taxonomie traditionnelle) soient recueillies sur les espèces qui vivent dans ces environnements, car les données issues des sciences « omiques » ne sont qu'un des nombreux volets qui nous éclairent sur la biodiversité (Boero, 2010).

7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

Pour améliorer la compréhension de cette vaste zone de l'océan, il est essentiel de poursuivre le développement d'Argo en eaux profondes et des plateformes d'échantillonnage associées (profileurs vidéo sous-marins, échantillonneurs d'ADN électronique, capteurs biogéochimiques, etc.) pour les eaux mésopélagiques (Martin et al., 2020) et pour les eaux plus profondes. De récentes activités, telles que la conférence sur l'observation des océans OceanObs' 2019, ont contribué à identifier les

lacunes en matière de capacités à l'échelle des bassins océaniques. Les efforts devraient donc viser avant tout les États qui œuvrent ensemble à l'obtention d'une couverture adéquate de l'océanographie observationnelle à ces échelles. L'éducation et la formation de la prochaine génération de chercheurs dans tous les aspects de la recherche marine sont essentielles pour développer les capacités humaines et maximiser l'utilisation des nouvelles technologies à cette fin (Levin et al., 2019).

Références

- Aberle, Nicole, and others (2012). Warming induces shifts in microzooplankton phenology and reduces time-lags between phytoplankton and protozoan production. *Marine Biology*, vol. 159, No. 11, pp. 2441–2453.
- Ainsworth, Cameron H., and others (2018). Impacts of the Deepwater Horizon oil spill evaluated using an end-to-end ecosystem model. *PLoS One*, vol. 13, No. 1, e0190840.
- Barange, Manuel, and others (2017). The cost of reducing the North Atlantic Ocean biological carbon pump. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 290.
- Barange, Manuel, and others, eds. (2018). Impacts of climate change on fisheries and aquaculture: synthesis of current knowledge, adaptation and mitigation options. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 627. Rome: FAO.
- Barton, A.D., and others (2016). Anthropogenic climate change drives shift and shuffle in North Atlantic phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, pp. 2964–2969.
- Behrenfeld, Michael J., and others (2016). Revaluating ocean warming impacts on global phytoplankton. *Nature Climate Change*, vol. 6, No. 3, p. 323.
- Behrenfeld, Michael J., and others (2019). Global satellite-observed daily vertical migrations of ocean animals. *Nature*, vol. 576, No. 7786, pp. 257–61. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1796-9>.
- Beman, J. Michael, and others (2011). Global declines in oceanic nitrification rates as a consequence of ocean acidification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 108, No. 1, pp. 208–213.
- Beman, J. Michael, and Molly T. Carolan (2013). Deoxygenation alters bacterial diversity and community composition in the ocean's largest oxygen minimum zone. *Nature Communications*, vol. 4, art. 2705.
- Benneke, Christin M., and others (2016). Modification of a high-throughput automatic microbial cell enumeration system for shipboard analyses. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 82, No. 11, pp. 3289–3296.
- Bertagnolli, Anthony D., and Frank J. Stewart (2018). Microbial niches in marine oxygen minimum zones. *Nature Reviews. Microbiology*, vol. 16, No. 12, pp. 723–729.
- Boero, Ferdinando (2010). The Study of Species in the Era of Biodiversity: A Tale of Stupidity. *Diversity*, vol. 2. <https://doi.org/10.3390/d2010115>.

- Boscolo-Galazzo, Flavia, and others (2018). Temperature dependency of metabolic rates in the upper ocean: A positive feedback to global climate change? *Global and Planetary Change*, vol. 170, pp. 201–212.
- Boyce, Daniel G., and others (2017). Environmental structuring of marine plankton phenology. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 10, p. 1484.
- Boyd, Philip W., and others (2015). Biological ramifications of climate-change-mediated oceanic multi-stressors. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 1, p. 71.
- Boyd, Philip W., and others (2018). Experimental strategies to assess the biological ramifications of multiple drivers of global ocean change—a review. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 6, pp. 2239–2261.
- Boyd, Philip W., and others (2019). Multi-faceted particle pumps drive carbon sequestration in the ocean. *Nature*, vol. 568, No. 7752, pp. 327–335.
- Brander, Keith (2010). Impacts of climate change on fisheries. *Journal of Marine Systems*, vol. 79, Nos. 3–4, pp. 389–402.
- Cavan, Emma Louise, and others (2019). The sensitivity of subsurface microbes to ocean warming accentuates future declines in particulate carbon export. *Frontiers in Ecology and Evolution*, vol. 6, pp. 1–10.
- Chassot, Emmanuel, and others (2010). Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters*, vol. 13, No. 4, pp. 495–505.
- Cheng, Lijing, and others (2017). Improved estimates of ocean heat content from 1960 to 2015. *Science Advances*, vol. 3, No. 3, e1601545.
- Cheng, Lijing, and others (2019). How fast are the oceans warming? *Science*, vol. 363, No. 6423, pp. 128–129.
- Costello, Mark John, and others (2010). Surface area and the seabed area, volume, depth, slope, and topographic variation for the world's seas, oceans, and countries. *Environmental Science & Technology*, vol. 44, No. 23, pp. 8821–8828.
- Delory, Eric, and others (2014). Developing a new generation of passive acoustics sensors for ocean observing systems. In *2014 IEEE Sensor Systems for a Changing Ocean (SSCO)*, pp. 1–6. IEEE.
- Deutsch, Curtis, and others (2015). Climate change tightens a metabolic constraint on marine habitats. *Science*, vol. 348, No. 6239, pp. 1132–1135.
- Duarte, Carlos M., and others (2013). Is ocean acidification an open-ocean syndrome? Understanding anthropogenic impacts on seawater pH. *Estuaries and Coasts*, vol. 36, No. 2, pp. 221–236.
- Free, Christopher M., and others (2019). Impacts of historical warming on marine fisheries production. *Science*, vol. 363, No. 6430, pp. 979–983.
- Frölicher, Thomas L., and others (2018). Marine heatwaves under global warming. *Nature*, vol. 560, No. 7718, p. 360.
- Gaines, Steven D., and others (2018). Improved fisheries management could offset many negative effects of climate change. *Science Advances*, vol. 4, No. 8, eaao1378.
- Gehlen, Marion, and others (2011). Biogeochemical consequences of ocean acidification and feedbacks to the Earth system. *Ocean Acidification*, vol. 1, pp. 230–248.
- Gehlen, Marion, and others (2014). Projected pH reductions by 2100 might put deep North Atlantic biodiversity at risk.
- Gruber, Nicolas, and others (2019). The oceanic sink for anthropogenic CO₂ from 1994 to 2007. *Science*, vol. 363, No. 6432, pp. 1193–1199.
- Halpern, Benjamin S., and others (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, vol. 6, art. 7615.
- Harcourt, Rob, and others (2019). Animal-borne telemetry: an integral component of the ocean observing toolkit. *Frontiers in Marine Science*.
- Henson, Stephanie A., and others (2016). Observing climate change trends in ocean biogeochemistry: when and where. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 4, pp. 1561–1571.

- Hidalgo, Manuel, and Howard I. Browman (2019). *Developing the Knowledge Base Needed to Sustainably Manage Mesopelagic Resources*. Oxford University Press.
- Hobday, Alistair J., and others (2016). A hierarchical approach to defining marine heatwaves. *Progress in Oceanography*, vol. 141, pp. 227–238.
- Holbrook, Neil J., and others (2019). A global assessment of marine heatwaves and their drivers. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, art. 2624.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, H-O. Pörtner and others, eds.
- Irigoien, Xabier, and others (2014). Large mesopelagic fishes biomass and trophic efficiency in the open ocean. *Nature Communications*, vol. 5, art. 3271.
- Jones, Kendall R., and others (2018). The location and protection status of Earth's diminishing marine wilderness. *Current Biology*, vol. 28, No.15, pp. 2506–2512.
- Keogan, Katharine and others (2018). Global phenological insensitivity to shifting ocean temperatures among seabirds. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 4, pp. 313–18. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0115-z>.
- Kroodsmas, David A., and others (2018). Tracking the global footprint of fisheries. *Science*, vol. 359, No. 6378, pp. 904–908.
- Kwiatkowski, Lester, and others (2017). Emergent constraints on projections of declining primary production in the tropical oceans. *Nature Climate Change*, vol. 7, No. 5, p. 355.
- Lebreton, Laurent, and others (2018). Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 4666.
- Lebreton, Laurent, and Anthony Andrady (2019). Future scenarios of global plastic waste generation and disposal. *Palgrave Communications*, vol. 5, No. 1, art. 6.
- Levin, Lisa A. (2018). Manifestation, drivers, and emergence of open ocean deoxygenation. *Annual Review of Marine Science*, vol. 10, pp. 229–260.
- Levin, Lisa A., and others (2019). Global observing needs in the deep ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 241.
- Lombard, Fabien, and others (2019). Globally consistent quantitative observations of planktonic ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 196.
- Lubchenco, Jane, and Kirsten Grorud-Colvert (2015). Making waves: the science and politics of ocean protection. *Science*, vol. 350, No. 6259, pp. 382–383.
- Martin, Adrian, and others (2020). The oceans' twilight zone must be studied now, before it is too late. *Nature*, vol. 580, pp. 26–28.
- Martinetto, Paulina, and others (2020). Linking the scientific knowledge on marine frontal systems with ecosystem services. *Ambio*, vol. 49, No. 2, pp. 541–556. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01222-w>.
- McClain, Craig R., and others (2019). Persistent and substantial impacts of the Deepwater Horizon oil spill on deep-sea megafauna. *Royal Society Open Science*, vol. 6, No. 8, 191164.
- Milledge, John J., and Patricia J. Harvey (2016). Golden tides: problem or golden opportunity? The valorisation of *Sargassum* from beach inundations. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 4, No. 3, art. 60.
- Miloslavich, Patricia, and others (2019). Challenges for global ocean observation: the need for increased human capacity. *Journal of Operational Oceanography*, vol. 12, No. sup2, pp. S137–S156.
- Monllor-Hurtado, Alberto, and others (2017). Shift in tuna catches due to ocean warming. *PloS One*, vol. 12, No. 6, e0178196.
- Norse, Elliott (2005). Pelagic protected areas: the greatest parks challenge of the 21st century. *Parks*, vol. 15, pp. 32–39.
- Oliver, Eric C.J., and others (2018). Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 1324.

- Piatt, John F., and others (2020). Extreme mortality and reproductive failure of common murrelets resulting from the northeast Pacific marine heatwave of 2014–2016. *PLoS One*, vol. 15, No. 1, pp. 1–32. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226087>.
- Pinsky, Malin L., and others (2019). Greater vulnerability to warming of marine versus terrestrial ectotherms. *Nature*, vol. 569, No. 7754, p. 108.
- Pinsky, Malin L., and others (2020). Climate-Driven Shifts in Marine Species Ranges: Scaling from Organisms to Communities. *Annual Review of Marine Science*, vol. 12, No. 1, pp. 153–79. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419-010916>.
- Pohlot, Bruce G., and Nelson Ehrhardt (2017). An analysis of sailfin mackerel daily activity in the Eastern Pacific Ocean using satellite tagging and recreational fisheries data. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 2, pp. 871–879.
- Poulain, Marie, and others (2019). Small microplastics as a main contributor to plastic mass balance in the North Atlantic subtropical gyre. *Environmental Science & Technology*, vol. 53, pp. 1157–1164.
- Putman, Nathan F., and others (2018). Simulating transport pathways of pelagic *Sargassum* from the Equatorial Atlantic into the Caribbean Sea. *Progress in Oceanography*, vol. 165, pp. 205–214.
- Rahmstorf, S., and others (2015). Exceptional twentieth-century slowdown in Atlantic Ocean overturning circulation. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 5, pp. 475–480.
- Ramirez-Llodra, Eva, and others (2015). Submarine and deep-sea mine tailing placements: a review of current practices, environmental issues, natural analogs and knowledge gaps in Norway and internationally. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 97, Nos. 1–2, pp. 13–35.
- Record, Nicholas, and others (2019). Rapid climate-driven circulation changes threaten conservation of endangered North Atlantic right whales. *Oceanography*, vol. 32, No. 2.
- Reygondeau, Gabriel, and others (2018). Global biogeochemical provinces of the mesopelagic zone. *Journal of Biogeography*, vol. 45, No. 2, pp. 500–514.
- Robinson, Carol (2019). Microbial respiration, the engine of ocean deoxygenation. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 533.
- Robinson, Carol, and others (2010). Mesopelagic zone ecology and biogeochemistry – a synthesis. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 57, No. 16, pp. 1504–1518.
- Rodrigues, Regina, and others (2019). Common cause for severe droughts in South America and marine heatwaves in the South Atlantic. *Nature Geoscience*, vol. 12. <https://doi.org/10.1038/s41561-019-0393-8>.
- Roemmich, Dean, and others (2019). On the future of Argo: a global, full-depth, multi-disciplinary array. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6.
- Rudnick, Daniel L. (2016). Ocean research enabled by underwater gliders. *Annual Review of Marine Science*, vol. 8, pp. 519–541.
- Schlitzer, Reiner and others (2018). The GEOTRACES Intermediate Data Product 2017. *Chemical Geology*, vol. 493, pp. 210–223. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.05.040>.
- Sloyan, B.M., and others (2019). The Global Ocean Ship-Based Hydrographic Investigations Program (GO-SHIP): a platform for integrated multidisciplinary ocean science. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 445. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00445>.
- Smale, Dan A., and others (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature Climate Change*, vol. 9, No. 4, p. 306.
- Somavilla, R., and others (2017). The warmer the ocean surface, the shallower the mixed layer. How much of this is true? *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 122, No. 9, pp. 7698–7716.
- St. John, Michael A., and others (2016). A dark hole in our understanding of marine ecosystems and their services: perspectives from the mesopelagic community. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 31.
- Stramma, Lothar, and others (2012). Expansion of oxygen minimum zones may reduce available habitat for tropical pelagic fishes. *Nature Climate Change*, vol. 2, No. 1, p. 33.

- Sumaila, U. Rashid, and others (2019). Benefits of the Paris Agreement to ocean life, economies, and people. *Science Advances*, vol. 5, No. 2, eaau3855.
- Sundby, Svein, and others (2016). The North Atlantic spring-bloom system – where the changing climate meets the winter dark. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 28.
- Sutton, Adrienne J., and others (2019). Autonomous seawater pCO₂ and pH time series from 40 surface buoys and the emergence of anthropogenic trends. *Earth System Science Data*, p. 421.
- Sutton, T.T. (2013). Vertical ecology of the pelagic ocean: classical patterns and new perspectives. *Journal of Fish Biology*, vol. 83, No. 6, pp. 1508–1527.
- Tiano, Laura, and others (2014). Oxygen distribution and aerobic respiration in the north and south eastern tropical Pacific oxygen minimum zones. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 94, pp. 173–183.
- Tournadre, Jean (2014). Anthropogenic pressure on the open ocean: The growth of ship traffic revealed by altimeter data analysis. *Geophysical Research Letters*, vol. 41, No. 22, pp. 7924–7932.
- Truelove, Nathan K., and others (2019). A rapid environmental DNA method for detecting white sharks in the open ocean. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 10, No. 8, pp. 1128–1135. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13201>.
- Trueman, Clive N., and others (2014). Trophic interactions of fish communities at midwater depths enhance long-term carbon storage and benthic production on continental slopes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 281.
- United Nations (2017a). Chapter 36F: Open ocean deep sea. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Van Sebille, Erik, and others (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, vol. 10, No. 12, 124006.
- Vare, Lindsay L., and others (2018). Scientific considerations for the assessment and management of mine tailings disposal in the deep sea. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 17.
- Watson, Reg A., and others (2015). Marine foods sourced from farther as their use of global ocean primary production increases. *Nature Communications*, vol. 6, art. 7365.
- Watson, Sue-Ann, and others (2018). Ocean warming has a greater effect than acidification on the early life history development and swimming performance of a large circumglobal pelagic fish. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 9, pp. 4368–4385.
- Wishner, Karen F., and others (2018). Ocean deoxygenation and zooplankton: very small oxygen differences matter. *Science Advances*, vol. 4, No. 12, eaau5180.
- Yamahara, Kevan M., and others (2019). In situ autonomous acquisition and preservation of marine environmental DNA Using an autonomous underwater vehicle. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 373. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00373>.
- Young, Ian R., and Agustinus Ribal (2019). Multiplatform evaluation of global trends in wind speed and wave height. *Science*, vol. 364, No. 6440, pp. 548–552.

Chapitre 70

Dorsales, plateaux et fosses

Constitutrices et contributeurs : Ana Colaço (organisatrice de l'équipe de rédaction), Angelika Brandt, Ana Hilario, Nuno Lourenço, Bhavani E. Narayanaswamy, Imants George Priede, Joshua T. Tuhumwire (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Michael Vecchione et Hiromi Watanabe.

Principales observations

- Les études les plus récentes de la biologie des crêtes portent sur les environnements chimiosynthétiques (voir chap. 7P).
- Les modèles de changement climatique montrent que les milieux bathyaux subiront une réduction du pH, ce qui affectera les communautés benthiques.
- Les dorsales, les massifs, les plateaux et les bancs sont soumis à la pression humaine résultant de l'exploitation existante et potentielle des ressources, tandis que les données factuelles attestant de la pollution dans les fosses s'accumulent.
- La vulnérabilité de ces écosystèmes aux pressions humaines a débouché à la fois sur une sensibilisation accrue de la société et sur de nouvelles réglementations.

1. Introduction et résumé de la première Évaluation mondiale de l'océan

Le chapitre 51 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a) était consacré aux caractéristiques des grands fonds marins considérées comme potentiellement menacées par les perturbations anthropiques. Ces caractéristiques, y compris les monts sous-marins, les dorsales et les plateaux, les canyons sous-marins et les fosses hadales, sont toutes complexes du point de vue topographique et hydrographique. Parmi elles, dans la présente Évaluation, les monts sous-marins (chap. 7L) et les canyons (chap. 7J) sont examinés séparément, ainsi que les événements hydrothermaux et autres écosystèmes chimiosynthétiques (chap. 7P), qui ont également été couverts séparément dans la première Évaluation (Nations Unies, 2017b). Pour chacune des caractéristiques considérées, le chapitre 51 a fourni des descriptions détaillées, notamment les caractéristiques océanographiques géologiques et physiques, l'étendue (effectif de chaque caractéristique ainsi que pourcentage de la zone océanique) et les caractéristiques écologiques, telles que la biodiversité et la biogéographie. Il a également documenté les impacts anthropiques sur les caractéristiques, en mettant l'accent sur la pêche (y compris le prélèvement d'espèces et de biomasse, ainsi que les effets physiques des activités de pêche sur les communautés benthiques structurantes), les changements climatiques (y compris l'acidification et la désoxygénation, ainsi que l'augmentation des

températures), la pollution, les rejets et l'exploitation minière. Le présent chapitre s'appuie sur le contexte dessiné par la première Évaluation en mettant l'accent sur les changements et les nouvelles connaissances concernant les dorsales, les plateaux et les fosses hadales acquises depuis 2010.

1.1. Dorsales

Les dorsales médio-océaniques subdivisent les principaux bassins océaniques (figure I), mais des zones de fracture à intervalles permettent le mouvement des eaux profondes et des organismes abyssaux (voir chap. 7M) entre les bassins des deux côtés d'une crête. Le chapitre 7P traite des cheminées hydrothermales actives, qui sont souvent associées à des dorsales médio-océaniques en expansion (Beaulieu et al., 2013), tandis que le chapitre 7L traite des monts sous-marins associés à des dorsales. Sur le plan biogéographique, les faunes de dorsales semblent généralement liées aux faunes des bassins ou des talus continentaux adjacents (Alt et al., 2019; Watling et al., 2013). Les dorsales peuvent accueillir des invertébrés benthiques structurants, tels que les coraux d'eau froide (chap. 7E) et des éponges, dont certaines sont classées comme espèces indicatrices d'écosystèmes marins vulnérables, selon la définition de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture [(FAO), 2009]. Les talus des

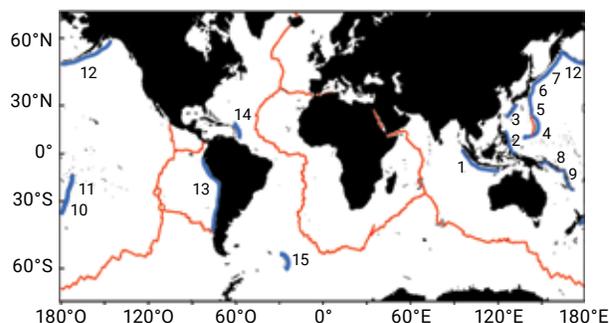
îles et les sommets des monts sous-marins (chap. 7L) associés aux dorsales océaniques sont des zones importantes pour les activités de pêche. La plupart des dorsales se trouvent dans des zones situées en dehors des zones économiques exclusives (Harris et Whiteway, 2009).

1.2. Fosses hadales

Les milieux associés à la zone hadale sont relativement peu connus en raison de la difficulté d'accéder à des profondeurs extrêmes. Cependant, en raison de leur emplacement sur les bords des plaques tectoniques où se produit la subduction, les fosses sont toutes proches de masses terrestres ou d'îles et se trouvent entièrement ou partiellement dans des zones économiques exclusives. Par exemple, la fosse des Mariannes, à proximité d'un territoire revendiqué par les États-Unis, se trouve presque entièrement dans la zone économique exclusive des États-Unis, tandis que la fosse Tonga-Kermadec traverse les zones économiques exclusives de la Nouvelle-Zélande et des Tonga (Institut marin des Flandres, 2018). Ainsi, si les fosses se situent toutes potentiellement dans les limites de la juridiction nationale, certaines sont partagées entre plusieurs États, et la capacité technique des différents États à surveiller et à gérer les menaces pesant sur les milieux associés à la zone hadale varie considérablement. La zone hadale, avec des profondeurs supérieures à 6 000 m, occupe 45 % du spectre total des profondeurs océaniques, mais seulement 0,404 % de la surface totale de l'océan. Dans cette zone, 95 bassins ou fosses distincts ont une profondeur maximale de 7 000 m ou plus, parmi lesquels dominent 15 fosses reconnues (Priede, 2017; figure I). À des fins biologiques, l'Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO) a redéfini la limite supérieure de la zone hadale à une profondeur de 6 500 m afin de refléter la limite entre la faune abyssale répandue à l'échelle mondiale et la limite supérieure de la faune spécifique à la zone hadale (UNESCO, 2009). À l'exception d'une pression plus élevée, l'environnement des fosses hadales est typique d'une grande partie des eaux profondes, avec

des courants lents de 1 à 8 cm par seconde transportant de l'eau à environ 2 °C avec suffisamment d'oxygène (3,43 ml/l) pour soutenir la vie aérobie et une chute lente de particules de matière organique provenant de la surface et fournissant de la nourriture (Jamieson et al., 2010).

Figure I
Carte mondiale des fosses hadales et du système de dorsales médio-océaniques



Source : D'après Bird (2003).

Notes : Les lignes bleues représentent les fosses hadales (profondeur supérieure à 6 000 m sous le niveau de la mer) : 1–Java, 2–Philippines, 3–Ryukyu, 4–Mariannes, 5–Izu-Bonin, 6–Japon, 7–Kouriles-Kamchatka, 8–Nouvelle-Bretagne, 9–Salomon du Sud, 10–Kermadec, 11–Tonga, 12–Aléoutiennes, 13–Pérou-Chili, 14–Puerto Rico, 15–Îles Sandwich du Sud. Les lignes rouges représentent le système de dorsales océaniques du monde.

1.3. Plateaux, massifs et bancs

Les plateaux, les massifs et les bancs sont de grandes entités topographiques relativement plates, identifiées comme des fragments de continent ou des micro-continent et souvent séparées des principaux continents par des canaux en eau profonde. Actuellement, 184 plateaux ont été cartographiés (Harris et al., 2014), couvrant environ 5 % des océans du monde. Bien qu'on les trouve dans tous les océans du monde, les plateaux sont surtout présents dans l'océan Indien (par exemple, les plateaux des Kerguelen et des Mascareignes) et dans le Pacifique Sud (plateaux Challenger et Campbell), ce qui relie leur origine, ainsi que cela a été reconnu récemment, au morcellement tectonique du supercontinent du Gondwana (Mortimer et al., 2017). Par sa diversité et sa composition, la faune peut ressembler

de près à celles des plateaux, talus et bancs continentaux voisins (Narayanaswamy et al., 2013). Cependant, la complexité topographique et océanographique, combinée à la disponibilité de la nourriture, peut avoir une influence majeure sur la composition et la diversité des communautés (Compton et al., 2013; Knox et al., 2012). Dans une étude sur les communautés d'amphipodes autour de la Nouvelle-Zélande, Compton et al., (2013) ont signalé une abondance et une diversité plus importantes sur le plateau de Chatham, plus complexe que sur l'extrémité ouest du plateau

Challenger, où la disponibilité de la nourriture est comparativement plus faible. Cependant, Leduc et al., (2012) ont rejeté la disponibilité alimentaire comme principal facteur de composition des communautés de nématodes.

La pêche en eau profonde vise les talus des plateaux, les massifs et les bancs (par exemple, Johnson et al., 2019). Les activités nouvelles, telles que l'exploitation minière, constituent également des menaces pour ces environnements (par exemple, Leduc et al., 2015).

2. Description des changements environnementaux entre 2010 et 2020

2.1. Résumé des nouvelles connaissances acquises depuis 2010 et recommandations quant à leur utilisation pour évaluer les changements

Des changements dus aux pressions humaines ont été observés, entraînant la mise en œuvre de certaines mesures de protection des habitats de fond (dorsales, fosses et plateaux) (voir tableau ci-après)¹. Le Recensement de la vie marine, qui s'est achevé en 2010 mais dont la publication s'est poursuivie pendant une bonne partie de la décennie actuelle, a permis une avancée considérable des connaissances. Nombre de ces publications (2010-2014) ont été examinées dans le cadre de la première Évaluation. D'autres avancées sont résumées ci-après.

2.1.1. Dorsales : biodiversité et fonctionnement des écosystèmes

Des progrès substantiels dans l'étude des dorsales ont été signalés au cours de la dernière décennie. Les dorsales médio-océaniques augmentent l'hétérogénéité environnementale et influencent les communautés biologiques

(Alt et al., 2019). Sur les dorsales de l'océan Indien, la première étude détaillée des assemblages de mégafaune (Sautya et al., 2017) a montré que les abondances étaient plus élevées dans la zone bathyale supérieure mais plus faibles dans les zones plus profondes des murs et des sols du fossé d'effondrement. La cartographie récente des fonds marins dans le sud de l'océan Indien a amélioré la résolution des caractéristiques à grande échelle et a révélé une diversité et une complexité inconnues de la morphologie des fonds marins, qui se refléteront probablement dans la biodiversité des communautés benthiques (Picard et al., 2018).

D'autres découvertes de la complexité des fonds marins des océans profonds seront faites au fur et à mesure de la poursuite de la cartographie, en particulier par le biais d'initiatives mondiales, telles que le projet Seabed 2030 de la GEBCO-Nippon Foundation.

De grandes portions du système de dorsales médio-océaniques répondent aux critères de la FAO définissant les écosystèmes marins vulnérables (Morato et al., 2018), tandis que d'autres sont considérées comme des habitats prioritaires nécessitant une protection par des conventions régionales, telles que la Convention pour la protection du milieu

¹ Voir www.mpatlas.org/map/high-seas.

marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR)². Des études récentes sur les dorsales ont montré l'importance des espèces indicatrices des écosystèmes marins vulnérables. Les communautés de coraux d'eau froide et les fonds spongieux sont tous deux importants pour les cycles biogéochimiques mondiaux et la boucle de couplage benthopélagique de l'océan, qui est responsable de près de 30 % du transfert de la matière organique produite à la surface de l'océan et au fond de la mer (Cathalot et al., 2015).

Les diverses communautés benthiques le long de la dorsale-médio-atlantique Nord fournissent un habitat structural tridimensionnel complexe qui offre un refuge, des possibilités d'alimentation, ainsi que des zones de frai et de nourricerie pour un large éventail d'espèces sessiles et mobiles associées, dont des espèces de poissons et de crustacés d'importance commerciale (Beazley et al., 2013; Pham et al., 2015; Gomes-Pereira et al., 2017). Par exemple, on a découvert que les requins des grands fonds pondaient des œufs parmi les coraux d'eau froide (Henry et al., 2013). La présence de grandes colonies de corail noir à grande longévité (plusieurs millénaires) dans la dorsale médio-atlantique est également révélatrice d'environnements bien préservés.

Les grandes zones de fracture permettent non seulement la communication des masses d'eau entre les bassins séparés par la dorsale médio-atlantique, mais peuvent également servir de conduit pour la dispersion des larves. Le long de la zone de fracture de Vema, l'abondance de la macrofaune était généralement plus élevée du côté est que du côté ouest (Brandt et al., 2018). Au cours des dix dernières années, un grand nombre de nouvelles connaissances sur les dorsales ont été acquises, notamment grâce à l'intérêt que suscite la découverte de sulfures polymétalliques et de croûtes de manganèse cobaltifères et enrichies en métaux précieux pour l'exploitation minière. Cependant, comme la plupart des données concernent les cheminées hydrothermales, elles ne sont pas traitées dans le présent sous-chapitre (voir chap. 7P). Les études

géologiques, géochimiques et géophysiques menées pour être soumises à la Commission des limites du plateau continental constituent une autre source majeure de nouvelles informations sur les dorsales. Bien que les données ne soient pas directement collectées pour la compréhension de l'environnement, elles pourraient y contribuer à l'avenir. Par exemple, ces données peuvent être utilisées pour modéliser la distribution des habitats appropriés pour la faune, ce qui peut fournir des informations précieuses en termes de gestion (Lecours, 2017). Certains travaux sur les modèles d'adéquation des habitats montrent déjà que, avec les marges, les dorsales médio-océaniques contiennent des habitats importants et appropriés pour sept sous-ordres d'Octocoralliaires (Yesson et al., 2012) et de coraux scléractiniaires (Davies et Guinotte, 2011), la dorsale médio-atlantique Nord étant particulièrement importante pour ces taxons.

2.1.2. Pêche hauturière sur les dorsales médio-océaniques

Le chalutage hauturier a des impacts directs sur les communautés benthiques des eaux profondes lorsque les engins touchent le fond marin, tandis que les palangres de fond ont un impact beaucoup plus faible mais affectent néanmoins certains des organismes les plus anciens vivant en permanence sur la dorsale médio-atlantique Nord (Pham et al., 2014).

2.1.3. Climat

Les projections sur les changements climatiques pour les grands fonds marins indiquent des effets importants sur les habitats bathyaux (200 – 3 000 m de profondeur), y compris les dorsales, et leurs communautés (Levin et al., 2019a). De récentes projections modélisées réalisées par Sweetman et al. (2017), indiquent que toutes les profondeurs bathyales connaîtront des réductions significatives du pH (0,29 à 0,37 unités de pH) dans tous les océans d'ici 2100, et que les concentrations d'oxygène connaîtront une baisse allant jusqu'à 3,7 % dans l'étage bathyal de l'océan Pacifique Nord-Est et de l'océan Austral. Le

² Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 2354, n° 42279.

flux de matière organique particulaire (neige marine) vers le fond des océans va diminuer de manière significative dans la plupart des océans, notamment dans l'étage bathyal de l'océan Indien, avec une diminution prévue de 40 % à 55 % d'ici la fin du siècle. Les modèles prévoient également une diminution du taux de saturation en carbonate de calcium dans tous les océans du monde (Zheng et Cao, 2014). Les organismes marins calcifiants qui vivent dans les eaux froides et les zones profondes peuvent être particulièrement sensibles aux changements prévus dans la composition chimique des carbonates (Levin et al., 2019a). Lorsque des dorsales se trouvent à des profondeurs bathyales, la faune associée subira probablement tous les effets susmentionnés liés au climat (Levin et al., 2019a).

2.1.4. Fosses hadales

Au cours des dix dernières années, on a assisté à une importante augmentation de l'échantillonnage et de la recherche aux profondeurs hadales, sous l'impulsion d'un intérêt renouvelé et des nouvelles technologies (Jamieson, 2015; Jamieson et al., 2018). De nouveaux engins sous-marins capables de se poser et peu coûteux peuvent être déployés à partir de petits navires, sans nécessiter de treuil pour atteindre le fond à des grandes profondeurs (Jamieson et al., 2019). L'expédition internationale KuramBio II, dans la fosse Kouriles-Kamtchatka, a constitué un effort majeur (Brandt et al., 2016, 2018). Parallèlement, des recherches et des expéditions parrainées par des particuliers ont été menées, comme la descente au fond de la fosse des Mariannes par le Deepsea Challenger en 2015 ou l'expédition Five Deeps (Five Deeps Expedition, 2019; Stewart et Jamieson, 2019).

Ces activités ont permis de mieux comprendre l'environnement et la vie dans les fosses hadales. Entre autres conclusions, il a été démontré qu'aucun poisson ne pouvait survivre à des profondeurs supérieures à 8 400 m (Yancey et al., 2014), ce qui confine les poissons endémiques des fosses aux talus entourant les bords des fosses les plus profondes. À des profondeurs supérieures à 6 800 m, les seuls poissons présents sont

des « poissons-limaces » de la famille des Liparidae. De nouvelles espèces de plusieurs taxons ont été découvertes dans la fosse des Mariannes (Gerringer et al., 2017) et dans la fosse d'Atacama (également connue sous le nom de fosse Pérou-Chili) (Priede, 2017), et d'autres devraient prochainement faire l'objet d'une description.

En général, la biodiversité diminue à mesure que la profondeur des fosses augmente (Jamieson, 2015). Pour les invertébrés, il n'existe pas de profondeur maximale fixe. Les nématodes, les polychètes, les mollusques, les crustacés et les échinodermes se rencontrent tous au fond des fosses les plus profondes. Un effet d'entonnoir concentre la matière organique le long de l'axe de la fosse (Ichino et al., 2015; Luo et al., 2017), ce qui explique que l'on puisse constater les plus grandes abondances et la plus grande biomasse à la profondeur maximale. Leduc et al. (2016) ont signalé six fois plus de nématodes endofaunes au fond de la fosse de Tonga (10 800 m de profondeur) que sur le bord de celle-ci. Jamieson et al. (2009) ont trouvé le plus grand nombre d'amphipodes lysianassoïdes charognards mobiles dans les plus grandes profondeurs. Dans la fosse Kouriles-Kamtchatka, les bivalves et les holothuries dominaient les profondeurs hadales (Brandt et al., 2018).

Contrairement à l'endémicité des escargots de mer, les mêmes espèces d'invertébrés ont tendance à se trouver dans des fosses différentes (Ritchie et al., 2017), bien que de nouveaux éléments indiquent une différenciation génétique entre les espèces dans certaines fosses (Zhang et al., 2019) et la découverte de nouvelles espèces (Eustace et al., 2016).

Les fosses hadales peuvent servir de barrières fauniques entre différentes zones des grands fonds. Dans la fosse Kouriles-Kamtchatka, la faune hadale se distingue de la faune abyssale du Pacifique Nord-Ouest et de ses mers marginales (Brandt et al., 2016). La fosse isole les espèces des mers marginales du nord-ouest de l'océan Pacifique. Elle entrave également la dispersion de la faune pour certaines espèces d'isopodes desmosomatides, nannoniscides et ischnoméïdes (Bober et al., 2018; Jennings et al., 2020). Cependant, pour certaines espèces,

il n'existe aucune données probante attestant d'une barrière biogéographique stricte entre la mer d'Okhotsk et le reste du Pacifique Nord-Ouest. Jamieson et al. (2011) ont identifié une zone de transition entre la faune abyssale et la faune hadale dans la fosse de Kermadec, et il existe des données probantes attestant d'une structure communautaire au sein des fosses (Jamieson et al., 2013; Fujii et al., 2013; Gallo et al., 2015; Lacey et al., 2016; Leduc et Rowden, 2018).

Les fosses se trouvent dans des zones d'activité sismique, et le grand tremblement de terre de l'est du Japon (également connu sous le nom de Tohoku-Oki) en 2011 a entraîné l'effondrement presque instantané de 0,2 km³ de sédiments, contenant plus d'un téragramme de carbone organique, dans la fosse du Japon (Kioka et al., 2019; Oguri et al., 2013). L'apport de carbone a modifié la composition et la répartition de la méiofaune sur le versant terrestre de la fosse (Kitahashi et al., 2014) et a altéré la structure hydrogéologique des sédiments et du fond sous-marin (Kawagucci et al., 2012). En outre, les isotopes radioactifs provenant de la catastrophe de la centrale nucléaire de Fukushima Daiichi ont été transférés à une profondeur de 4 800 m environ un mois après le tremblement de terre (Honda et al., 2013) et déposés sur le fond marin à une profondeur supérieure à 7 000 m en l'espace de quatre mois (Oguri et al., 2013).

La proximité des terres et des habitations humaines augmente la vulnérabilité des fosses hadales aux impacts anthropiques, une situation amplifiée par l'effet d'entonnoir qui concentre la sédimentation dans l'axe de la fosse. Le pollen des arbres est présent en quantités importantes dans les fosses du Pacifique Sud-Ouest, fournissant une source potentielle de nourriture pour les organismes de la zone hadale (Leduc et Rowden, 2018). Jamieson et al. (2017) ont trouvé des niveaux extraordinairement élevés de biphényles polychlorés et d'éthers diphényliques polybromés chez des amphipodes aux profondeurs les plus extrêmes dans la fosse des Mariannes et la fosse de Kermadec. Les concentrations étaient beaucoup plus élevées que celles observées dans les zones de forte industrialisation, ce

qui indique une bioaccumulation à long terme à ces profondeurs. Chiba et al. (2018) ont également observé des débris plastiques jusqu'au fond de la fosse des Mariannes, et des particules microplastiques ont été signalées dans les entrailles arrière d'amphipodes provenant de six fosses de l'océan Pacifique, à des profondeurs allant de 7 000 à 10 890 m (Jamieson et al., 2019).

2.1.5. Plateaux, massifs et bancs

Avant 2010, un projet dédié au recensement mondial de la vie marine sur les monts sous-marins (CenSeam) a étudié les monts sous-marins mais n'a pris en considération qu'un très faible nombre de bancs et de plateaux. Dans l'Atlantique du Nord-Est, une évaluation environnementale stratégique nationale de la région a porté sur le George Bligh Bank, Hatton Ridge et Rockall Bank. La composition de la communauté du mont George Bligh Bank ressemble à celle observée sur des substrats durs ailleurs dans l'Atlantique du Nord-Est (Narayanaswamy et al., 2013). Des études récentes sur le plateau des Kerguelen indiquent des changements potentiellement contrastés dans la distribution de la faune benthique (déplacement vers les pôles, réduction latitudinale et extinction locale), par exemple des échinides *Abatus cordatus*, *Brisaster antarcticus*, *Ctenocidaris nutrix* et *Sterechinus diademaen* en réponse au changement environnemental (Guillaumot et al., 2018). Toutefois, l'interprétation et la prévision des futures mesures de lutte contre les changements climatiques nécessitent une réflexion approfondie. Les prévisions concernant les changements de température et de salinité de l'eau couvrent généralement de grandes échelles spatiales qui peuvent ne pas refléter les échelles locales, comme le plateau des Kerguelen, où les différences dans l'emplacement des fronts et le flux de chaleur (Vivier et al., 2015) peuvent entraîner de futurs changements dans la distribution locale des espèces (Guillaumot et al., 2018).

En étudiant la macrofaune plus petite le long du plateau de Chatham dans le Pacifique Sud-Ouest, Leduc et al. (2015) ont établi un lien très fort entre la structure communautaire et la

densité des nodules de phosphorite, formant parfois une communauté spécifique aux nodules. L'exploitation des nodules est probable à terme (Leduc et al., 2015). En l'absence de

nodules, une communauté alternative se développera et la communauté spécifique aux nodules sera perdue là où l'exploitation minière a eu lieu (Bluhm, 2001).

3. Description des changements économiques et sociaux entre 2010 et 2020

La vulnérabilité des écosystèmes d'eaux profondes aux pressions anthropiques et aux impacts qui en découlent s'est accrue au cours de la dernière décennie en raison de la valeur économique croissante des ressources océaniques. La vulnérabilité de ces écosystèmes aux pressions humaines ont débouché à la fois sur une sensibilisation accrue de la société et sur de nouvelles réglementations. Ces réglementations abordent des questions telles que la pêche illicite, non déclarée et non réglementée, la prospection minière en eaux profondes, la bioprospection et l'exploitation des ressources génétiques, la définition des zones marines protégées, et la répartition et la protection des écosystèmes marins vulnérables ou d'autres zones importantes sur le plan écologique et biologique.

Les nouvelles réglementations contribuent à l'objectif de développement durable n° 14 : a) conserver et utiliser exploiter de manière durable les océans, les mers et les ressources marines aux fins du développement durable³, ainsi qu'aux cibles associées audit objectif, comme celles visant à prévenir et à réduire nettement la pollution marine de tous types, en ce qui concerne les fosses hadales; b) gérer et protéger durablement les écosystèmes marins et côtiers afin d'éviter de graves conséquences; c) réduire au maximum l'acidification des océans et lutter contre ses effets, notamment en renforçant la coopération scientifique à tous les niveaux; d) réglementer efficacement la pêche, mettre fin à la surpêche, à la

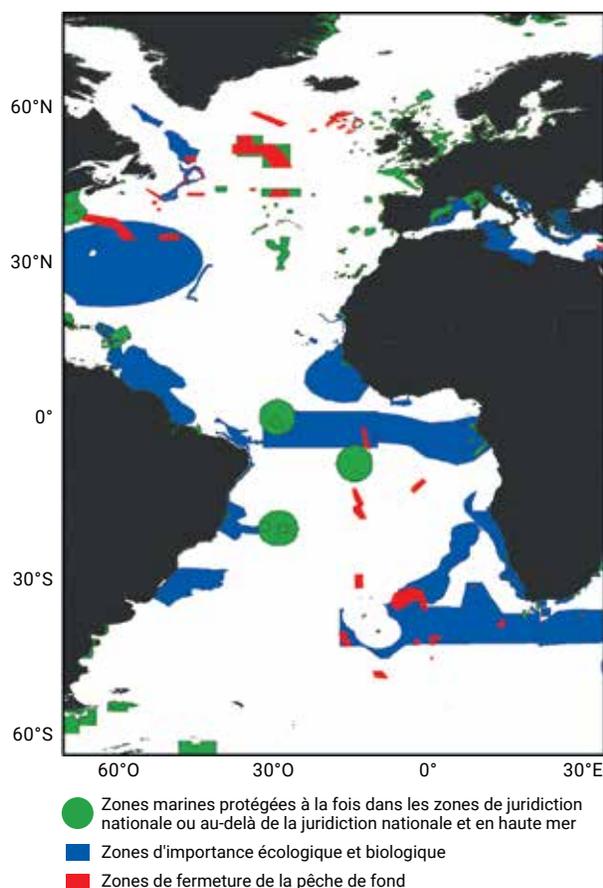
pêche illicite, non déclarée et non réglementée et aux pratiques de pêche destructrices et exécuter des plans de gestion fondés sur des données scientifiques; e) préserver au moins 10 % des zones marines et côtières, conformément au droit national et international et compte tenu des meilleures informations scientifiques disponibles; f) approfondir les connaissances scientifiques, renforcer les moyens de recherche et transférer les techniques marines; g) améliorer la conservation et l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, en application des dispositions du droit international, énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer⁴ pour tous les autres milieux examinés dans le présent sous-chapitre.

Au cours des dix dernières années, ces initiatives ont notamment conduit à la création de zones marines protégées qui comprennent spécifiquement les caractéristiques examinées dans le présent chapitre (voir tableau ci-après). Une bonne planification internationale de l'espace marin (à l'intérieur des zones économiques exclusives des États et dans les zones situées au-delà de la juridiction nationale sera nécessaire pour gérer les conflits potentiels entre l'exploration/l'exploitation et la préservation/la conservation (par exemple, les sulfures massifs, les zones importantes sur le plan écologique et biologique et les zones marines protégées dans la dorsale médio-atlantique; voir figure II).

³ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

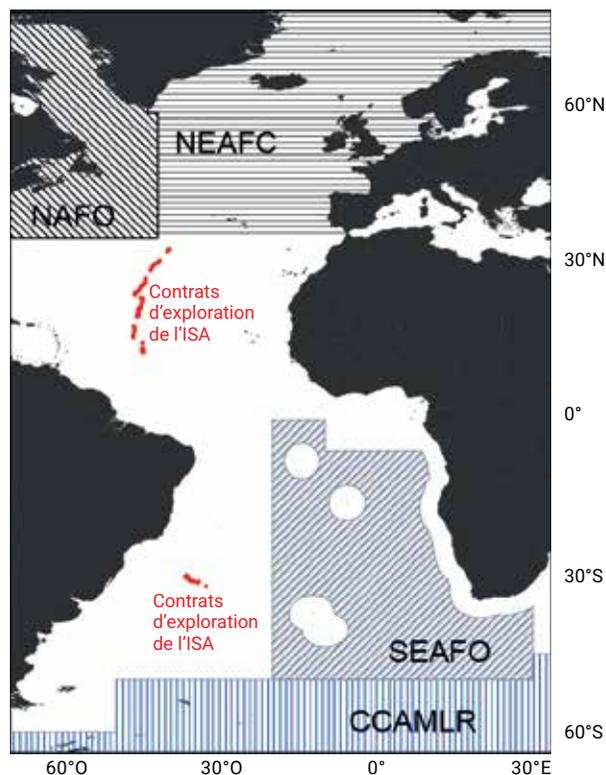
⁴ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1833, n° 31363.

Figure II.A
Gros plan de la zone atlantique. Zones identifiées comme étant importantes sur le plan écologique et biologique et zones faisant l'objet de mesures de protection au fond de l'Atlantique (Centre mondial de surveillance pour la conservation du Programme des Nations Unies pour l'environnement et Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources, 2019)



Les fosses hadales ne contiennent aucune ressource concernée à l'heure actuelle par une éventuelle exploitation humaine directe. La biomasse des populations de poissons présentes est trop faible et trop éloignée de la surface pour permettre une exploitation par la pêche, et les flancs recouverts de sédiments ne renferment aucune ressource minérale connue. La bioprospection pourrait cibler des microbes adaptés à la vie à haute pression (piézophiles) susceptibles de présenter un intérêt pour des applications industrielles spécifiques. Peoples et al. (2019) décrivent une grande diversité de bactéries et d'archées dans les sédiments de

Figure II.B
Frontières de la Convention sur la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique dans le cadre du Système du Traité sur l'Antarctique et organisations régionales de gestion des pêches



■ Contrats d'exploration de l'Autorité internationale des fonds marins dans la Zone

Abbreviations : CCAMLR, Convention sur la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique; ISA, Autorité internationale des fonds marins; NAFO, Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO); NEAFC, Commission des pêches de l'Atlantique Nord-Est (CPANE); SEAFO, Organisation des pêches de l'Atlantique Sud-Est (OPASE).

la fosse des Mariannes et de la fosse de Kermadec, mais peu d'entre elles ont pu être isolées et cultivées. D'importantes différences dans les communautés microbiennes entre les deux fosses pourraient être liées à des différences dans l'apport de matière organique depuis la surface. Ainsi la fosse de Kermadec, présentant un apport élevé de matière organique, a abrité davantage de taxons associés à la dégradation de la matière organique. Cependant, les taxons n'étaient pas spécifiques à une fosse et ceux qui ont été isolés étaient liés à des piézophiles précédemment identifiés dans d'autres milieux.

4. Principaux changements et conséquences par région

Région	Changements climatiques observés	Pressions humaines	Zones identifiées comme étant importantes sur le plan écologique et biologique (AIEB) et zones faisant l'objet de mesures de protection au fond (dorsales, fosses et plateaux) ^a
Océan Arctique	Réduction de l'oxygénation, acidification et réchauffement des eaux profondes; modification du flux d'exportation du carbone organique (Sweetman et al., 2017)	Dorsales et massifs, plateaux, bancs : exploration pour les ressources minérales (chap. 18); expansion de la pêche (chap. 15)	
Océan Atlantique Nord, mer Baltique, mer Noire, Méditerranée et mer du Nord	Réduction de l'oxygénation, acidification et réchauffement des eaux profondes; modification du flux d'exportation du carbone organique (Sweetman et al., 2017); effets potentiels sur la dispersion des larves dans la colonne d'eau, affectant la connectivité des populations (Levin et al., 2019a); réchauffement, désoxygénation des eaux intermédiaires et profondes de la Méditerranée (Stendardo et al., 2015), réduction de la ventilation des eaux abyssales de la Méditerranée, avec des conséquences sur les taxons d'évent et de suintement et les fonctions des écosystèmes	Dorsales et massifs, plateaux, bancs : exploration pour les ressources minérales (chap. 18); hydrocarbures offshore (chap. 19); expansion de la pêche (chap. 15) Fosses : pollution	AIEB : Champs de ventilation hydrothermale de l'Atlantique Nord-Ouest; zone de fracture de l'Atlantique équatorial et système à haute productivité ZPM (zones marines protégées) : Parc marin des Açores OSPAR : ZPM Charlie-Gibbs North High Seas; ZPM Charlie-Gibbs South High Seas; ZPM de la dorsale médio-atlantique au nord des Açores. Fermeture de la pêche de fond : Fermeture de la pêche de fond par la Commission des pêches de l'Atlantique Nord-Est
Océan Atlantique Sud et ensemble des Caraïbes	Pas assez de connaissances pour observer un changement	Dorsales et massifs, plateaux, bancs : exploration pour les ressources minérales (chap. 18); hydrocarbures offshore (chap. 19); expansion de la pêche (chap. 15) Fosses : pollution	AIEB : Zone de convergence subtropicale Fermeture de la pêche de fond : Fermeture de la pêche de fond de l'Organisation des pêches de l'Atlantique Sud-Est
Océan Indien, mer d'Arabie, golfe du Bengale, mer Rouge, golfe d'Aden et golfe Persique	Pas assez de connaissances pour observer un changement	Dorsales et massifs, plateaux, bancs : exploration pour les ressources minérales (chap. 18); hydrocarbures offshore (chap. 19); expansion de la pêche (chap. 15) Fosses : pollution	AIEB : East Broken Ridge Guyot
Océan Pacifique Nord	Tendance au réchauffement dans le Pacifique Nord-Est	Dorsales et massifs, plateaux, bancs : Exploration des ressources minérales (chap. 18); expansion de la pêche (chap. 15) Fosses : pollution	AIEB : Dorsale Kyushu Palau; fosse des Kouriles de l'Ouest, fosse du Japon, fosse d'Izu-Ogasawara et nord de la fosse des Mariannes; zone de la fosse des Ryūkyū
Océan Pacifique Sud	Pas assez de connaissances pour observer un changement	Dorsales et massifs, plateaux, bancs : exploration pour les ressources minérales (chap. 18); expansion de la pêche (chap. 15) Fosses : pollution	AIEB : Dorsales de Salas y Gómez et de Nazca, jonction fosse de Tonga-Kermadec et ride de Louisville
Océan Austral	Réchauffement, modification de la circulation et des flux de carbone organique particulière; (dorsale East Scotia), changements de la répartition des espèces	Dorsales et massifs, plateaux, bancs : expansion de la pêche (chap. 15) Fosses : pollution	Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique : mesure de conservation 22-06 (2019) Pêche de fond dans la zone de la Convention

^a Voir www.mpatlas.org/map/high-seas.

5. Perspectives

De nombreuses inconnues subsistent concernant les environnements et les écosystèmes des grands fonds marins, mais des recherches importantes ont été menées au cours des dix dernières années et d'autres sont prévues au cours de la prochaine décennie. L'Organisation des Nations Unies a instauré la Décennie des sciences océaniques au service du développement durable (2021-2030)⁵ pour soutenir les efforts visant à inverser le cycle de déclin de l'état de santé des océans et pour rassembler les parties prenantes de l'océan à l'échelle mondiale dans un cadre commun pour que les sciences océaniques soient à même d'aider pleinement les pays à créer de meilleures conditions pour le développement durable de l'océan. La Commission océanographique intergouvernementale coordonnera ces efforts. La Commission européenne a créé cinq missions européennes de recherche et d'innovation, dont une consacrée aux océans et aux mers.

Récemment, la forte médiatisation de certaines initiatives privées a accru l'intérêt pour l'exploration des dorsales et des fosses, ce qui pourrait stimuler l'intérêt d'un large public pour ces écosystèmes.

Les dorsales et les plateaux abritent de nombreux écosystèmes marins vulnérables (avec des communautés benthiques dominées par les coraux et les éponges et des cheminées hydrothermales) qui sont protégés par les réglementations de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture. Cependant, l'émergence d'un potentiel d'exploitation minière en haute mer sur les dorsales et les massifs pour extraire des sulfures polymétalliques et des encroûtements de manganèse riches en cobalt fait peser de nouvelles menaces sur ces écosystèmes. Actuellement, l'Autorité internationale des fonds marins élabore des réglementations pour l'exploitation, y compris des évaluations d'impact et des protections. Les recommandations finales sont attendues d'ici 2020 (chap. 18).

Dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique⁶, des travaux ont été entrepris pour promouvoir un accord international sur le développement de réseaux représentatifs de zones marines protégées et d'autres mesures efficaces de conservation par zone, avec un objectif de 10 % de l'ensemble de la zone marine en 2020 (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2010). Un programme a également été lancé pour identifier les zones d'importance écologique et biologique (ibid., 2009).

Les ressources génétiques marines dans les zones situées au-delà de la juridiction nationale, en haute mer et dans la Zone (fond des mers et des océans, et leur sous-sol, au-delà des limites de la juridiction nationale) ne sont pas réglementées, ce qui constitue un problème particulièrement important étant donné : a) le potentiel économique inconnu dans des domaines tels que les produits pharmaceutiques, la bioremédiation, les cosmétiques, l'innovation nutraceutique ou biomédicale; b) les inégalités à l'échelle mondiale en matière de capacité à utiliser les ressources génétiques marines. Comme l'accès aux ressources génétiques marines commence principalement par la recherche scientifique marine qui, en tant que liberté conditionnelle de la haute mer, est soumise aux dispositions pertinentes de la partie XIII de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer (par exemple, le partage des informations et des connaissances), il existe une base partielle pour l'élaboration de nouveaux régimes juridiques pour la gestion des ressources génétiques marines dans les zones situées au-delà de la juridiction nationale (Broggiato et al., 2014).

Un instrument international juridiquement contraignant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité marine des zones ne relevant pas de la juridiction nationale est actuellement en cours de négociation dans le cadre de la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer. Il se concentre sur un

⁵ Voir la résolution 72/73 de l'Assemblée générale.

⁶ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1760, n° 30619.

ensemble de sujets comme les d'outils de gestion par zone, notamment les zones marines protégées, les études d'impact sur l'environnement, le renforcement des capacités et le transfert de technologies marines, et les ressources génétiques marines, y compris les questions relatives au partage des avantages (Rabone et al., 2019)⁷. Cependant, malgré tous ces éléments et en dépit des réductions

prévues des plastiques à usage unique et des rejets marins, les grands fonds marins se transforment inévitablement en dépotoir. Le déversement et la pollution sont particulièrement préoccupants dans les fosses hadales en raison de la tendance à la concentration de ces matériaux le long de l'axe de la fosse, ce qui affecte les organismes qui y vivent (Jamieson et al., 2017).

6. Principales lacunes en matière de connaissances

Au cours de la dernière décennie, la plupart des recherches sur les dorsales ont été associées à des études sur les cheminées hydrothermales et certains monts sous-marins (chap. 7P et 7L), qui couvrent une petite partie du système mondial des dorsales. En ce qui concerne les dorsales, les plateaux et les fosses, des lacunes importantes subsisteront dans la compréhension scientifique des modèles et des échelles spatiales de biodiversité, ainsi que de la composition et de l'abondance des espèces.

Comme pour la plupart des grands fonds marins, les connaissances sur le domaine pélagique sont particulièrement limitées, notamment en ce qui concerne les aspects fondamentaux de la biodiversité, tels que la composition et l'abondance des espèces, ainsi que les variations spatiales et temporelles, mais certains aspects des écosystèmes benthiques sont également encore mal compris. Des données écologiques et environnementales, notamment des modèles du cycle de vie, des informations sur la topographie des substrats et la dynamique océanique à méso-échelle, sont nécessaires pour renseigner des modèles de flux de particules, de réseau alimentaire et d'adéquation des habitats susceptibles de traiter les réponses des écosystèmes aux perturbations. Le manque de connaissances signifie que les grands fonds marins restent la « boîte noire » des simulations modélisées à l'échelle mondiale.

En outre, la science commence à peine à comprendre comment les impacts humains affecteront les fonctions des écosystèmes d'eaux profondes et, par conséquent, les services que ces écosystèmes fournissent à la société (Thurber et al., 2014). Ces connaissances sont essentielles pour gérer les océans de manière efficace. Récemment, la communauté des biologistes des grands fonds marins a identifié, par le biais de plusieurs initiatives (par exemple, Deep-Ocean Stewardship Initiative, Deep Ocean Observing Strategy), les quatre questions clés auxquelles il faut répondre pour parvenir à une gestion durable des grands fonds marins (Deep-Ocean Stewardship Initiative (DOSI), 2019), à savoir : a) quelle est la diversité de la vie dans les profondeurs de l'océan ?; b) comment les populations et les habitats sont-ils reliés ?; c) quel est le rôle des organismes vivants dans le fonctionnement des écosystèmes et la fourniture de services ?; d) comment les espèces, les communautés et les écosystèmes réagissent-ils aux perturbations ? Bien qu'elles soient présentées comme des questions générales sur les grands fonds, ces questions sont bien adaptées au contexte spécifique des dorsales, des plateaux et des fosses et devraient être considérées comme une priorité dans le cadre de recherches futures.

⁷ Voir la résolution 72/249 de l'Assemblée générale.

7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

L'accès aux grands fonds marins est limité à quelques pays développés, même si une grande partie se trouve dans les zones économiques exclusives des pays en développement et en haute mer. La disponibilité des technologies, comme les véhicules de haute mer, est le facteur le plus limitant pour l'exploration. Cette lacune est probablement la plus difficile à combler pour des raisons financières et techniques, mais des réseaux de recherche collaboratifs et interdisciplinaires ont été proposés comme un moyen efficace d'optimiser le temps en mer (Levin et al., 2019b). Une approche multidisciplinaire est également nécessaire pour développer de nouveaux moyens de créer une modélisation facile d'accès permettant de prévoir les changements et la vulnérabilité en vue d'une meilleure évaluation environnementale.

Le manque d'expertise constitue une autre lacune majeure, en particulier dans les pays en développement. Une formation est nécessaire

pour une nouvelle génération de scientifiques, notamment sur les bonnes pratiques, les capacités taxonomiques, l'approche écosystémique et la manière d'explorer, de gérer et de conserver les grands fonds marins à l'aide des outils les plus récents.

Les collaborations internationales dans le cadre de programmes existants, tels que ceux proposés par l'Échange international des données et de l'information océanographiques de la Commission océanographique intergouvernementale de l'UNESCO ou le Learn Education and Training Programme de l'Organisation météorologique mondiale, ou encore les initiatives nouvellement créées et consacrées à la recherche en eaux profondes, peuvent contribuer à faciliter l'accès aux technologies et aux matériels de formation, notamment les cours spécialisés, la participation à des expéditions de recherche, les stages de formation sur la recherche sur le terrain, le développement d'instruments et l'analyse de données.

Références

- Alt, Claudia H.S., and others (2019). Bathyal benthic megafauna from the Mid-Atlantic Ridge in the region of the Charlie-Gibbs fracture zone based on remotely operated vehicle observations. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 145, pp. 1–12.
- Beaulieu, Stace E., and others (2013). An Authoritative Global Database for Active Submarine Hydrothermal Vent Fields. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 14, No. 11, pp. 4892–4905.
- Beazley, Lindsay I., and others (2013). Deep-Sea Sponge Grounds Enhance Diversity and Abundance of Epibenthic Megafauna in the Northwest Atlantic. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 70, No. 7, pp. 1471–1490.
- Bird, Peter (2003). An updated digital model of plate boundaries. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 4, No. 3, pp. 1–52.
- Bluhm, H. (2001). Re-establishment of an abyssal megabenthic community after experimental physical disturbance of the seafloor. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 48, pp. 3841–3868.
- Bober, Simon, and others (2018). Does the Mid-Atlantic Ridge affect the distribution of abyssal benthic crustaceans across the Atlantic Ocean? *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 148, pp. 91–104.
- Brandt, A., and others (2018). First insights into macrofaunal composition from the SokhoBio expedition (Sea of Okhotsk, Bussol Strait and northern slope of the Kuril-Kamchatka Trench). *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 154, pp. 106–120.

- Brandt, A., and others (2016). *RV Sonne SO-250 Cruise Report / Fahrtbericht: Tomakomai-Yokohama (Japan) 16.08.-26.09.2016 – SO-250 KuramBio II*. Kuril Kamchatka Biodiversity Studies.
- Broggiato, A., and others (2014) Fair and equitable sharing of benefits from the utilization of marine genetic resources in areas beyond national jurisdiction: bridging the gaps between science and policy. *Marine Policy*, vol. 49, pp. 176–185.
- Cathalot, Cécile, and others (2015). Cold-water coral reefs and adjacent sponge grounds: hotspots of benthic respiration and organic carbon cycling in the deep sea. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 37.
- Chiba, Sanae, and others (2018). Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, vol. 96, pp. 204–212.
- Compton, Tanya J., and others (2013). Biophysical Patterns in Benthic Assemblage Composition across Contrasting Continental Margins off New Zealand. *Journal of Biogeography*, vol. 40, No. 1, pp. 75–89.
- Davies, Andrew J., and John M. Guinotte (2011). Global habitat suitability for framework-forming cold-water corals. *PloS One*, vol. 6, No. 4.
- Deep-Ocean Stewardship Initiative (DOSI) (2019). Deep-sea research in the Decade of Ocean Science: Mapping the role of the deep ocean in human society. www.dosi-project.org/wp-content/uploads/2019/07/DOSI_Decade_Position_Final-1.pdf.
- Eustace, Ryan M., and others (2016). Morphological and ontogenetic stratification of abyssal and hadal *Eurythenes gryllus* sensu lato (Amphipoda: Lysianassoidea) from the Peru–Chile Trench. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 109, pp. 91–98.
- Five Deeps Expedition (2019). <https://fivedeeps.com>.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2009). *International Guidelines for the Management of Deep-Sea Fisheries in the High Seas*. Rome.
- Fujii, Toyonobu, and others (2013). Deep-sea amphipod community structure across abyssal to hadal depths in the Peru-Chile and Kermadec trenches. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 492, pp. 125–138.
- Gallo, Natalya D., and others (2015). Submersible- and lander-observed community patterns in the Mariana and New Britain trenches: influence of productivity and depth on epibenthic and scavenging communities. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 99, pp. 119–133.
- Gerringer, Mackenzie E., and others (2017). *Pseudoliparis swirei* sp. nov.: a newly-discovered hadal snailfish (Scorpaeniformes: Liparidae) from the Mariana Trench. *Zootaxa*, vol. 4358, No. 1, pp. 161–177.
- Gomes-Pereira, José Nuno, and others (2017). Cold-water corals and large hydrozoans provide essential fish habitat for *Lappanella fasciata* and *Benthocometes robustus*. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 145, pp. 33–48.
- Guillaumot, Charlène, and others (2018). Benthic species of the Kerguelen Plateau show contrasting distribution shifts in response to environmental changes. *Ecology and Evolution*, vol. 8, No. 12, pp. 6210–6225.
- Harris, Peter T., and others (2014). *Geomorphology of the Oceans*. *Marine Geology*, vol. 352, pp. 4–24.
- Harris, Peter T., and Tanya Whiteway (2009). High seas marine protected areas: benthic environmental conservation priorities from a GIS analysis of global ocean biophysical data. *Ocean & Coastal Management*, vol. 52, No. 1, pp. 22–38.
- Henry, Lea-Anne, and others (2013). Cold-water coral reef habitats benefit recreationally valuable sharks. *Biological Conservation*, vol. 161, pp. 67–70.
- Honda, M.C., and others (2013). Concentration and vertical flux of Fukushima-derived radiocesium in sinking particles from two sites in the Northwestern Pacific Ocean. *Biogeosciences*, vol. 10, No. 6, pp. 3525–3534.
- Ichino, Matteo C., and others (2015). The distribution of benthic biomass in hadal trenches: a modelling approach to investigate the effect of vertical and lateral organic matter transport to the seafloor. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 100, pp. 21–33.

- Jamieson, A.J. (2015). *The Hadal Zone: Life in the Deepest Oceans*. Cambridge University Press.
- Jamieson, Alan J., and others (2009). HADEEP: Free-falling landers to the deepest places on Earth. *Marine Technology Society Journal*, vol. 43, No. 5, pp. 151–160.
- Jamieson, Alan J., and others (2010). Hadal trenches: the ecology of the deepest places on Earth. *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 25, No. 3, pp. 190–197.
- Jamieson, Alan J., and others (2011). Bait-attending fauna of the Kermadec Trench, SW Pacific Ocean: evidence for an ecotone across the abyssal-hadal transition zone. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 58, No. 1, pp. 49–62.
- Jamieson, Alan J., and others (2019). Microplastics and synthetic particles ingested by deep-sea amphipods in six of the deepest marine ecosystems on Earth. *Royal Society Open Science*, vol. 6, No. 2, 180667.
- Jamieson, A.J., and others (2013). The supergiant amphipod *Alicella Gigantea* (Crustacea: Alicellidae) from hadal depths in the Kermadec Trench, SW Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 92, pp. 107–113.
- Jamieson, A.J., and others (2018). Exploring the hadal zone: recent advances in hadal science and technology. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 155, pp. 1–3.
- Jamieson, A.J., and others (2017). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in the deepest ocean fauna. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 3, pp. 1–4.
- Jennings, R., and others (2020). Integrative species delimitation of desmosomatid and nannoniscid isopods from the Kuril-Kamchatka trench, with description of a hadal species. *Progress in Oceanography*, vol. 182, art. 102236.
- Johnson, David Edwards, and others (2019). Rockall and Hatton: resolving a super wicked marine governance problem in the high seas of the northeast Atlantic Ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 69.
- Kawagucci, Shinsuke, and others (2012). Disturbance of deep-sea environments induced by the M9.0 Tohoku Earthquake. *Scientific Reports*, vol. 2, art. 270.
- Kioka, A., and others (2019). Megathrust earthquake drives drastic organic carbon supply to the hadal trench. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, pp. 1–10.
- Kitahashi, Tomo, and others (2014). Effect of the 2011 Tohoku Earthquake on deep-sea meiofaunal assemblages inhabiting the landward slope of the Japan Trench. *Marine Geology*, vol. 358, pp. 128–137.
- Knox, Matthew A., and others (2012). Mitochondrial DNA (COI) analyses reveal that amphipod diversity is associated with environmental heterogeneity in deep-sea habitats. *Molecular Ecology*, vol. 21, No. 19, pp. 4885–4897.
- Lacey, Nichola C., and others (2016). Community structure and diversity of scavenging amphipods from bathyal to hadal depths in three South Pacific Trenches. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 111, pp. 121–137.
- Lecours, Vincent (2017). On the use of maps and models in conservation and resource management (warning: results may vary). *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 288.
- Leduc, Daniel, and Ashley A. Rowden (2018). Not to be sneezed at: does pollen from forests of exotic pine affect deep oceanic trench ecosystems? *Ecosystems*, vol. 21, No.2, pp. 237–247.
- Leduc, Daniel, and others (2012). Nematode beta diversity on the continental slope of New Zealand: spatial patterns and environmental drivers. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 454, pp. 37–52.
- Leduc, Daniel, and others (2015). Distribution of macro-infaunal communities in phosphorite nodule deposits on Chatham Rise, Southwest Pacific: implications for management of seabed mining. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 99, pp. 105–118.
- Leduc, Daniel, and others (2016). Comparison between infaunal communities of the deep floor and edge of the Tonga Trench: possible effects of differences in organic matter supply. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 116, pp. 264–275.

- Levin, Lisa A., and others (2019a). Climate change: overview and drivers. Chapter 2 in: *Deep Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Fisheries*, L. Levin and others, eds. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. Rome, FAO, pp. 56–79.
- Levin, Lisa A., and others (2019b). Global Observing Needs in the Deep Ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 241.
- Luo, Min, and others (2017). Provenances, distribution, and accumulation of organic matter in the southern Mariana Trench rim and slope: implication for carbon cycle and burial in hadal trenches. *Marine Geology*, vol. 386, pp. 98–106.
- Morato, Telmo, and others (2018). A Multi Criteria Assessment Method for Identifying Vulnerable Marine Ecosystems in the North-East Atlantic. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 460.
- Mortimer, Nick, and others (2017). Zealandia: Earth's hidden continent. *GSA Today*, vol. 27, No. 3, pp. 27–35.
- Narayanaswamy, Bhavani E., and others (2013). First observations of megafaunal communities inhabiting George Bligh Bank, northeast Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 92, pp. 79–86.
- Oguri, Kazumasa, and others (2013). Hadal disturbance in the Japan Trench induced by the 2011 Tohoku-Oki Earthquake. *Scientific Reports*, vol. 3, art. 1915.
- Peoples, Logan Maxwell, and others (2019). Microbial community diversity within sediments from two geographically separated hadal trenches. *Frontiers in Microbiology*, vol. 10, art. 347.
- Pham, Christopher K., and others (2015). The importance of deep-sea vulnerable marine ecosystems for demersal fish in the Azores. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 96, pp. 80–88.
- Pham, Christopher K., and others (2014). Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems. *Scientific Reports*, art. 4837.
- Picard, Kim, and others (2018). Malaysia Airlines flight MH370 search data reveal geomorphology and seafloor processes in the remote southeast Indian Ocean. *Marine Geology*, vol. 395, pp. 301–319.
- Priede, Imants G. (2017). *Deep-Sea Fishes: Biology, Diversity, Ecology and Fisheries*. Cambridge University Press.
- Rabone, Muriel, and others (2019). Access to marine genetic resources (MGR): raising awareness of best-practice through a new agreement for biodiversity beyond national jurisdiction (BBNJ). *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 520.
- Ritchie, H., and others (2017). Population genetic structure of two congeneric deep-sea amphipod species from geographically isolated hadal trenches in the Pacific Ocean. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 119, pp. 50–57.
- Sautya, Sabyasachi, and others (2017). First quantitative exploration of benthic megafaunal assemblages on the mid-oceanic ridge system of the Carlsberg Ridge, Indian Ocean. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, vol. 97, No. 2, pp. 409–417.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2009). *Azores Scientific Criteria and Guidance for Identifying Ecologically or Biologically Significant Marine Areas and Designing Representative Networks of Marine Protected Areas in Open Ocean Waters and Deep Sea Habitats*. Montreal: CBD.
- _____ (2010). Decision adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its Tenth Meeting X/2. The Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020 and the Aichi Biodiversity Targets.
- Stendardo, Ilaria, and others (2015). Interannual to decadal oxygen variability in the mid-depth water masses of the eastern North Atlantic. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 95, pp. 85–98.
- Stewart, Heather A., and Alan J. Jamieson (2019). The five deeps: the location and depth of the deepest place in each of the world's oceans. *Earth-Science Reviews*, vol. 197, 102896.
- Sweetman, Andrew K., and others (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, pp. 1–23.

- Thurber, Andrew R., and others (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Bio-geosciences*, vol. 11, No. 14, pp. 3941–3963.
- United Nations (2017a). Chapter 51: Biological communities on seamounts and other submarine features potentially threatened by disturbance. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO) (2009). *Global Open Oceans and Deep Seabed (GOODS) Bioregional Classification*. UNESCO-IOC, Technical Series 84. Paris: UNESCO.
- United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2019). Protected Planet: The World Database on Protected Areas. Cambridge, United Kingdom: UNEP-WCMC and IUCN. www.protectedplanet.net.
- Vivier, Frédéric, and others (2015). Variability of the Antarctic Circumpolar Current transport through the Fawn Trough, Kerguelen plateau. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 114, pp. 12–26.
- Watling, Les, and others (2013). A proposed biogeography of the deep ocean floor. *Progress in Oceanography*, vol. 111, pp. 91–112.
- Yancey, Paul H., and others (2014). Marine fish may be biochemically constrained from inhabiting the deepest ocean depths. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 12, pp. 4461–4465.
- Yesson, Chris, and others (2012). Global habitat suitability of cold-water octocorals. *Journal of Biogeography*, vol. 39, No. 7, pp. 1278–1292.
- Zhang, Weipeng, and others (2019). Gut microbial divergence between two populations of the hadal amphipod *Hirondellea gigas*. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 85, No. 1, e02032–18.
- Zheng, Mei-Di, and Long Cao (2014). Simulation of global ocean acidification and chemical habitats of shallow-and cold-water coral reefs. *Advances in Climate Change Research*, vol. 5, No. 4, pp. 189–196.

Chapitre 7P

Événements

hydrothermaux et suintements froids

Contributeurices et contributeurs : Nadine Le Bris (organisatrice de l'équipe de rédaction), Hilconida Calumpong (responsable d'équipe pour le chapitre), Sanae Chiba (responsable d'équipe pour le sous-chapitre), Ana Colaço, Elva Escobar, Anna Metaxas, Paraskevi Nomikou, Julia Sigwart, Verena Tunnicliffe et Hiromi Watanabe.

Principales observations

- Les événements hydrothermaux et les suintements froids renferment des habitats et des communautés d'une complexité unique, des espèces endémiques diverses ainsi qu'une biomasse et une productivité élevées soutenues par la chimiosynthèse.
- Ces écosystèmes sont source d'innovation biotechnologique et biomédicale.
- Ils jouent un rôle important dans les processus océaniques globaux, en séquestrant le CO₂ et le méthane, et en contribuant à la productivité de la surface des océans par le biais de l'exportation de fer.
- Au cours des cinq dernières années, des explorations utilisant de nouveaux outils pour détecter les signaux des colonnes d'eau ont permis de localiser des milliers de nouveaux champs hydrothermaux et suintements froids.
- L'exploration des ressources (sulfures polymétalliques et hydrates de méthane) ainsi que la nécessité de cartographier et de protéger les habitats et les espèces vulnérables appuient les récentes études.
- L'Autorité internationale des fonds marins a délivré sept contrats d'exploration de sulfures polymétalliques depuis 2011, qui englobent les champs hydrothermaux des dorsales médio-océaniques de l'océan Indien et de l'océan Atlantique.
- Les écosystèmes marins vulnérables et les zones marines protégées des zones économiques exclusives et des zones situées au-delà de la juridiction nationale protègent certains événements et suintements.
- L'état de conservation des événements ou des suintements a permis d'identifier huit zones protégées par le droit national dans des zones économiques exclusives.
- Les lacunes en matière de connaissances concernent les modèles spatio-temporels, les impacts des perturbations directes, les modifications de la circulation en eaux profondes, la désoxygénation, le réchauffement et l'acidification.
- La dissociation des hydrates de gaz déclenchée par le réchauffement des océans est un facteur de stress majeur pour l'activité des suintements froids et des écosystèmes.
- Le renforcement des capacités est une priorité, en particulier dans les États insulaires.

1. Introduction

1.1. Portée et résumé de l'état de référence depuis la première Évaluation mondiale de l'océan

Les événements hydrothermaux apparaissent partout où une source de chaleur entraîne la circulation de l'eau de mer à travers le fond sous-marin. Les suintements froids font référence aux fluides riches en hydrocarbures émanant de matières organiques enfouies, de réservoirs de combustibles fossiles ou d'hydrates de méthane. Les deux environnements englobent un large éventail de compositions de fluides et de types d'habitats (Cordes et al.,

2009; Watanabe et al., 2010; Levin et Sibuet, 2012; Le Bris et al., 2019).

Le présent chapitre se concentre sur la vie marine et les habitats des fonds marins qui subissent l'influence des émissions de fluides, y compris les suintements et les événements peu profonds, lesquels sont importants pour la biodiversité et la biogéographie locales et pour le flux des gaz à effet de serre vers l'atmosphère, avec des effets à longue distance sur les fonds marins et la colonne d'eau. Au chapitre 45 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017a), l'accélération de l'exploration des vents hydrothermaux a été notée, en particulier en ce qui concerne l'exploration des ressources minérales. Des

informations ont également été fournies sur l'évolution de l'état de conservation des événements ou des suintements situés dans des zones économiques exclusives et au-delà des juridictions nationales.

1.2. Conséquences des composants marins sur ce thème et son impact sur ces fonds

L'importante biomasse locale des producteurs primaires microbiens chimiosynthétiques et de la faune associée est entretenue par des flux de méthane, de sulfure d'hydrogène, d'hydrogène ou de fer et de manganèse réduits. De nombreux taxons spécialisés hébergent des symbiotes bactériens (Dubilier et al., 2008) et agissent comme espèces fondatrices de l'écosystème (Govenar, 2010). Les communautés mondiales sont similaires au niveau des familles, formant 11 régions biogéographiques par espèces endémiques (Rogers et al., 2012; Moalic et al., 2012). Les habitats périphériques bénéficient de ressources chimiosynthétiques (Levin et al., 2016). Les panaches hydrothermaux exportent des métaux et des matières organiques et contribuent aux budgets régionaux et mondiaux du fer (Resing et al., 2015; German et al., 2016; Tagliabue et Resing, 2016).

1.3. Pertinence de ce thème pour les populations humaines et leur bien-être

1.3.1. Zones de pêche

Les organismes sessiles, y compris les espèces formant des habitats (éponges, coraux mous et durs), profitent des substrats durs formés dans les zones d'événements et de suintements, et contribuent ainsi à la création d'habitats essentiels pour les poissons de fond (United States Pacific Fishery Management Council, 2019). La production primaire chimiosynthétique peut contribuer à la productivité des stocks de pêche commerciale. Par exemple, les crabes exploités au large des côtes de la Colombie-Britannique, au Canada, assimilent le carbone provenant de sources

chimiosynthétiques (Seabrook et al., 2019). Au large des côtes de la Californie, aux États-Unis, les densités de population des espèces visées par la pêche augmentent dans les zones de suintements (Grupe et al., 2015).

1.3.2. Réglementation des flux de gaz à effet de serre

Les événements sont des sources naturelles de CO₂ et de méthane provenant du dégazage du magma, de la serpentinisation du manteau et de la dégradation de la matière organique diagénétique dans les sédiments enfouis. La chimioautotrophie et la méthanotrophie contribuent à piéger les émissions au fond de l'océan (Orcutt et al., 2011; Wankel et al., 2011; Römer et al., 2014a; Ruppel et Kessler, 2017). L'oxydation anaérobie du méthane par les archées est une voie de séquestration clé (Boettius et Wenzhöffer, 2013). Le fer hydrothermal peut fertiliser localement les eaux de surface (Guieu et al., 2018; Ardyna et al., 2019) et soutenir globalement le puits de CO₂ océanique alimenté par le phytoplancton.

1.3.3. Modèles écologiques pour l'adaptation et la résilience

Les événements hydrothermaux et les suintements froids fournissent des modèles pour l'étude des réactions au stress des animaux dans des conditions de CO₂ élevé ou à pH bas, de température extrême, d'hypoxie et d'exposition aux sulfures, aux métaux toxiques et aux métalloïdes. Ils sont utiles pour approfondir la compréhension des adaptations biochimiques, physiologiques et comportementales (par exemple, Hall-Spencer et al., 2008; Tunnicliffe et al., 2009; Childress et Girguis, 2011; Di Carlo et al., 2017; Rossi et Tunnicliffe, 2017). Les modèles de colonisation donnent un aperçu des capacités de dispersion des larves, des dépendances des espèces et de la résilience aux perturbations (Gollner et al., 2017; Mullineaux et al., 2018). Les approches fondées sur les caractéristiques fonctionnelles tiennent compte des contributions des espèces communes et rares (Chapman et al., 2018).

1.3.4. Innovation biotechnologique et biomédicale

Parmi les découvertes biotechnologiques reflétant l'interaction unique entre les microbes et les animaux et les conditions extrêmes de l'habitat, on peut citer : les molécules antibiotiques dans les vers hydrothermaux (Tasiemski et al., 2014; Papot et al., 2017), les gènes de résistance aux métaux dans les microbes vivant dans les événements impliquant des voies de détoxification enzymatique dans les environnements pollués (Vetriani et al., 2005; Colaço et al., 2006) et des voies de fixation du carbone chimioautotrophe pertinentes pour la séquestration des émissions de CO₂ (Scott et al., 2018; Rubin-Blum et al., 2019).

1.3.5. L'engagement du public envers l'océan

Les découvertes liées à ces écosystèmes emblématiques et l'imagerie qui les entoure touchent un large public à l'échelle mondiale, ce qui, avec les croisières en téléprésence, livres, films, pièces de théâtre, jeux et jouets, contribue à inspirer des projets scientifiques citoyens. Les écosystèmes mettent en avant les diverses adaptations des taxons des grands fonds marins, le rôle des microbes et l'origine de la vie sur Terre.

1.4. Progrès en matière de connaissances et de capacités

1.4.1. Exploration et cartographie

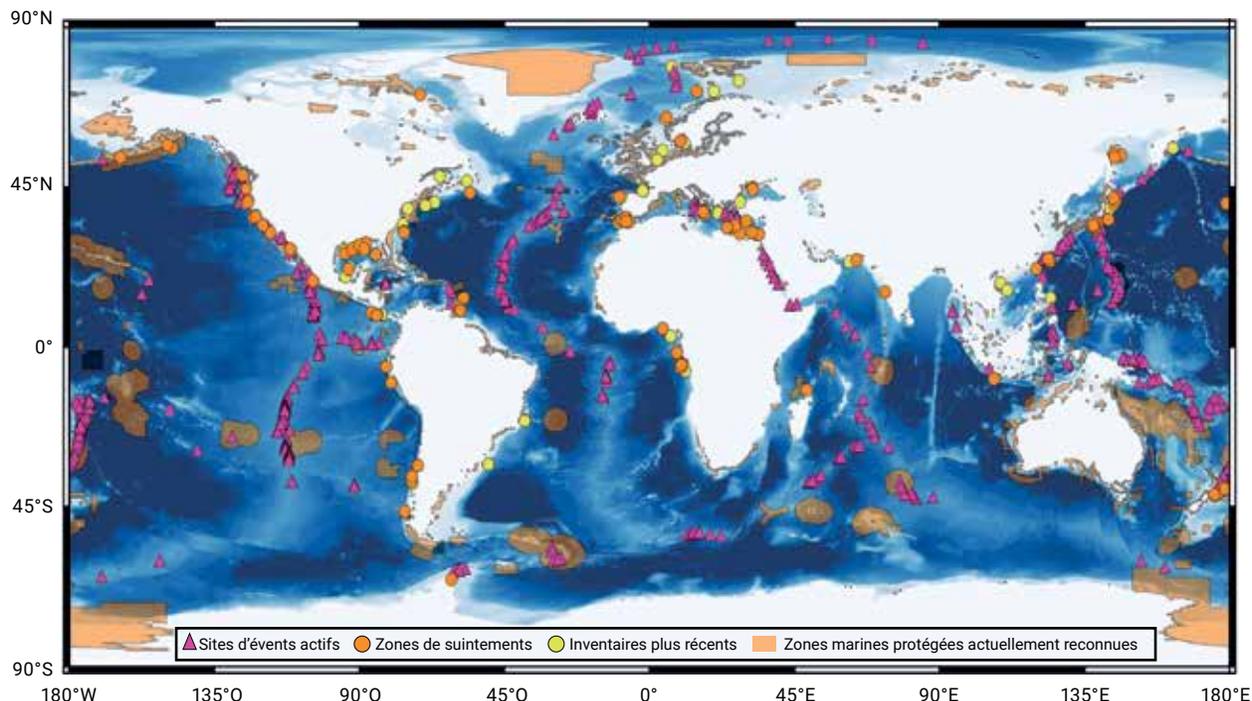
La cartographie systématique à l'aide de véhicules sous-marins autonomes permettant de suivre les anomalies dans la colonne d'eau (par exemple la température, le potentiel redox ou le méthane, les bulles de gaz ou les particules) a amélioré la capacité de localisation des suintements ou des événements (Baker et al., 2016; James et al., 2016; Andreassen et al., 2017; Baumberger et al., 2018).

L'exploration des systèmes d'événements et de suintements s'est étendue dans les zones de subduction du Pacifique Nord-Ouest (par exemple, Baker et al., 2017) et des dorsales arctiques (Marques et al., 2020), dans l'océan Austral (Linse et al., 2019) et dans les dorsales centrales, occidentales et orientales de l'océan Indien (Copley et al., 2016; Zhou et al., 2018; Gerdes et al., 2019; figure I). Les zones de suintements du méthane identifiées ont augmenté depuis la première Évaluation (Nations Unies, 2017b) le long des côtes des États-Unis (Quattrini et al., 2015; Baumberger et al., 2018), dans la mer de Chine méridionale (Feng et al., 2018), au Brésil (Atlantique Sud-Ouest) (Ketzer et al., 2019), dans les Caraïbes (Digby et al., 2016) et en Inde (golfe du Bengale) (Mazumdar et al., 2019). L'amélioration de la résolution de la cartographie des fonds marins a permis d'établir des lignes de base détaillées de la distribution des assemblages fauniques qui peuvent servir à évaluer les réactions aux activités humaines (Thornton et al., 2016; Gerdes et al., 2019).

1.4.2. Variabilité spatio-temporelle

Des enquêtes menées à plusieurs reprises montrent que les communautés peuvent être stables pendant des décennies sur des dorsales lentes (Cuvelier et al., 2011) et certains bassins d'arrière-arc (Du Preez et Fisher, 2018). Cela remet en question le paradigme, basé sur les dorsales rapides, selon lequel les communautés d'événements sont dynamiques et résistent aux perturbations. Des sources d'énergie géothermique et géochimique variables alimentent les deux écosystèmes, y compris des systèmes hybrides sur les marges sédimentaires (Goffredi et al., 2017). Les modèles génétiques et hydrodynamiques révèlent des modèles de connectivité des populations qui sont essentiels dans le contexte de la gestion du développement des ressources des fonds marins (Mullineaux et al., 2018; Suzuki et al., 2018).

Figure I
Sites d'événements actifs, zones de suintements et zones marines protégées



Sources : Les sites d'événements actifs proviennent de la base de données d'événements d'InterRidge (Beaulieu et Szafranski, 2020). Les zones de suintements proviennent de la base de données sur la biogéographie des écosystèmes chimio-synthétiques en eaux profondes (ChEssBase, 2019). Les inventaires les plus récents proviennent de Olu et al. (2010), Quattrini et al. (2015), Baumberger et al. (2018), Feng et al. (2018), Etiopie et al. (2019) et MacDonald et al. (2020). Les zones marines protégées proviennent du Centre mondial de surveillance pour la conservation du Programme des Nations Unies pour l'environnement et de l'Union internationale pour la conservation de la nature et de ses ressources (2019). La bathymétrie est tirée de www.gebco.net/data_and_products/gridded_bathymetry_data.

Notes : Carte créée à l'aide de la version 2.18.20 du Q-GIS (équipe de développement du QGIS, 2018)

2. Changements environnementaux depuis la première Évaluation mondiale de l'océan

2.1. Changements de l'état global

2.1.1. Facteurs et pressions

Parmi les facteurs de changement influant sur les événements et les suintements, on peut citer la demande économique croissante en énergie, métaux stratégiques et denrées alimentaires (figure II). La demande de combustibles fossiles entraîne l'exploitation du pétrole et du gaz offshore à des profondeurs supérieures à 1 500 m (Cordes et al., 2016; voir tableau ci-après). La pêche en eaux profondes se développe sur les monts sous-marins, les pentes

des îles, les dorsales médio-océaniques et les marges continentales où se trouvent les écosystèmes d'événements et de suintements. Les écosystèmes de suintements sur les marges continentales sont exposés au réchauffement des eaux profondes avec une augmentation concomitante de la dissociation des hydrates de méthane (James et al., 2016; Ruppel et Kessler, 2017), une hypoxie croissante (Breitburg et al., 2018) et une acidification des océans [Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC), 2019; voir le tableau ci-après]. Les vulnérabilités comprennent les espèces d'holobiontes

Figure II Synthèse des facteurs, des pressions, de l'état, de l'impact et de l'approche de la réponse appliquée aux événements et aux suintements

Important actuellement (à l'échelle mondiale) :

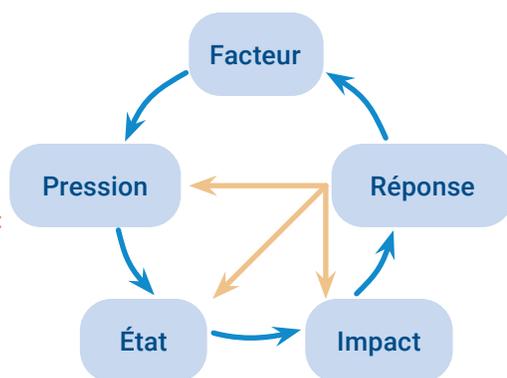
- Réchauffement, dissociation des hydrates
- Désoxygénation et acidification
- Chalutage
- Changements dans la circulation océanique
- Développement des industries extractives (mines, pêche, énergie)
- Émissions de CO₂ et changements climatiques
- Énergie géothermique
- Géoingénierie climatique (potentiel)

Mineur/en augmentation :

- Prospection et études d'impact
- Pollution (déversement d'hydrocarbures)
- Déversement de déchets (provenant de l'exploitation minière)

Menaces potentielles (futures) :

- Extraction de minéraux
- Exploitation des bioressources
- Séquestration du CO₂ dans le fond sous-marin
- Perte et fragmentation de l'habitat
- Réduction des populations d'espèces et des capacités de dispersion
- Facteurs de stress abiotiques affectant la stabilité et les fonctions des écosystèmes (acidification, désoxygénation, échauffement, turbidité, hydrodynamique)



- Réduction des émissions de CO₂
- Désignation et gestion des zones marines protégées
- Cartographie des fonds marins et planification de l'espace maritime
- Progression et suivi des connaissances
- Renforcement des capacités et engagement du public

- Perte de la diversité génétique
- Perte du patrimoine culturel
- Perte de la capacité de séquestration des gaz à effet de serre
- Perte de zones d'alevinage pour les espèces pêchées
- Accumulation de toxines dans les espèces commerciales
- Impact sur le tourisme

Note : Résumé des informations développées dans les sections 2 et 3.

chimiosynthétiques ayant une demande en oxygène particulièrement élevée (Childress et Girguis, 2011) et la faune dépendant des substrats carbonatés (Ramirez-Llodra et al., 2011; Levin et Le Bris, 2015; Sweetman et al., 2017; figure II, voir tableau ci-après).

L'exploration des sulfures massifs des fonds marins (Petersen et al., 2016) et les tests de technologies extractives (Okamoto et al., 2019) se développent (voir tableau ci-après). En 2018, l'Autorité internationale des fonds marins avait délivré sept contrats d'exploration de sulfures polymétalliques dans certaines parties des dorsales médio-océaniques de l'océan Atlantique et de l'océan Indien qui abritent des événements actifs et inactifs et ne relèvent d'aucune juridiction nationale (voir chap. 18). On a également signalé la présence

d'écosystèmes d'événements dans les zones économiques exclusives couvertes par des permis d'exploration des sulfures massifs des fonds marins. Alors que l'exploitation des ressources peut cibler les sulfures massifs des fonds marins inactifs (voir chap. 18), la définition du terme « inactif » demeure assez large, et leurs caractéristiques biologiques et écologiques restent sous-étudiées (Van Dover et al., 2019), en particulier sur les sites ne comportant que des événements de fluides diffus susceptibles d'échapper à la détection de la colonne d'eau.

2.1.2. État des changements associés aux pressions et aux impacts potentiels

Des modifications du substrat, des émissions d'événement et le recrutement de la faune ont été signalés à proximité des trous de forage

(Nakajima et al., 2015), ce qui contraste avec une autre étude d'impact (Copley et al., 1999). La destruction par les dommages causés par le chalutage a été prédite (Bowden et al., 2013) et l'impact du déversement des déchets de traitement des minerais sur les suintements a été documenté (Samadi et al., 2015).

L'augmentation des débris de plastique au niveau des suintements a été signalée (Chiba et al., 2018), et l'expansion de l'hypoxie, l'acidification et le réchauffement ont été documentés dans les régions abritant des suintements et des événements (GIEC, 2019).

3. Conséquences économiques et sociales

3.1. Outils de gestion par zone

Huit zones d'événements ou de suintements sont protégées par le droit national dans les zones économiques exclusives du Canada, de la France, du Mexique, du Portugal et des États-Unis (voir tableau ci-après). Au-delà des juridictions nationales, la Commission OSPAR établie par la Convention pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est¹ a classé les « dorsales océaniques avec des champs/événements hydrothermaux » comme des habitats menacés et/ou en danger à protéger par son réseau de zones marines protégées dans la Région V de la zone maritime (Arctique et Atlantique Nord) [Commission OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est (OSPAR), 2014, 2018; voir tableau ci-après].

Plusieurs champs d'événements ont été décrits comme des zones d'importance écologique et biologique dans le cadre du processus de la Convention sur la diversité biologique (Dunn et al., 2014; Bax et al., 2016; voir tableau ci-après). Les zones d'importance écologique et biologique ne sont pas des outils de gestion par zone, mais elles fournissent des informations qui peuvent jouer un rôle dans les processus décisionnels. Les suintements ont été recommandés comme zones d'importance écologique et biologique, mais peu d'entre eux ont un statut spécifique (voir tableau ci-après).

Les habitats abritant des écosystèmes chimio-synthétiques sont identifiés comme des zones spécialement protégées au titre de la Convention pour la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée de 1995² (Programme des Nations Unies pour l'environnement, Plan d'action pour la Méditerranée, 2017; voir tableau ci-après). L'évaluation de la Liste rouge de l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), récemment réalisée pour les événements de l'océan Indien (Sigwart et al., 2019), constitue une autre approche de la conservation de la biodiversité.

Dans sa résolution 71/123 du 7 décembre 2016 sur la viabilité des pêches, l'Assemblée générale a salué les mesures prises par les États pour éliminer les pratiques de pêche destructrices, et le nombre d'événements protégés a augmenté (Menini et Van Dover, 2019; figure I, voir tableau ci-après). Conformément aux Directives internationales sur la gestion de la pêche profonde en haute mer [Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), 2009], les organisations régionales de gestion des pêches reconnaissent les événements hydrothermaux comme des écosystèmes marins vulnérables (FAO, 2016). L'élaboration de plans régionaux de gestion environnementale par l'Autorité internationale des fonds marins peut garantir la protection des événements actifs en tant que zones d'intérêt environnemental particulier, mais la rareté des données rend la tâche difficile (Dunn et al., 2018; voir chapitre 27 de la présente Évaluation).

¹ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 2354, n° 42279.

² *Ibid.*, vol. 1102, n° 16908.

3.2. Implications pour la réalisation des objectifs de développement durable

L'objectif de développement durable n° 14³ appelle à la conservation et à l'utilisation durable des océans et de leurs ressources, en application des dispositions du droit international, énoncées dans la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer⁴. Pour atteindre cet objectif, il faut évaluer les pressions cumulées des changements climatiques et des activités humaines au niveau des événements et des suintements (Levin et Le Bris, 2015), ce qui implique d'importants investissements dans le renforcement des capacités, le transfert de technologies et le développement des études en eaux profondes (objectif n° 4, avec la cible n° 4b relatif au transfert de connaissances et de technologies dans les pays en développement). Les sociétés d'éducation à l'océan encouragent la conservation et l'utilisation durable des océans en soutenant les partenariats multipartites et la compréhension par le public des écosystèmes d'événements et de suintements (cibles n° 16 et 17 de l'objectif de développement durable n° 17) par le biais d'expéditions

de recherche en téléprésence, d'initiatives scientifiques citoyennes, de notes d'information (par exemple, l'Initiative de gestion des grands fonds marins) et de l'éducation.

Les écosystèmes chimiosynthétiques fournissent des « services écosystémiques régulateurs » pour l'atténuation des effets des changements climatiques en agissant comme des filtres pour les émissions naturelles de méthane et de CO₂ (Thurber et al., 2014; James et al., 2016; objectif n° 7). Le développement de l'industrie des énergies renouvelables contribue au déficit prévu en matière de sécurité d'approvisionnement de certains métaux et a stimulé l'exploration des ressources minérales des grands fonds marins. Si l'extraction des sulfures massifs des fonds marins se fait au niveau des événements, cela impliquera de faire des compromis sur l'objectif n° 14, avec l'introduction de polluants dans la chaîne trophique et la dégradation d'habitats essentiels, incompatibles avec des activités de pêche durables. Des coûts pour la biodiversité, les innovations biotechnologiques et les valeurs culturelles peuvent survenir (voir chap. 18; voir aussi la section 2.1.1 ci-dessus).

4. Principaux changements et conséquences par région

Évaluation des menaces émergentes, des risques et de la conservation, et efforts déployés concernant les événements et les suintements depuis 2014

Bassin	Exploration et exploitation des ressources	Risque d'augmentation des pressions cumulées (y compris les changements climatiques)	Évaluation et efforts de conservation
Arctique	Exploration des ressources minérales sur les dorsales arctiques Extension de l'exploitation du gaz Expansion de la pêche	Exploitation accélérée par le recul de la glace de mer combiné au réchauffement (Sweetman et al., 2017) lié à la déstabilisation des hydrates de méthane (James et al., 2016)	Islande : les événements hydrothermaux Eyjafjörður 1 et 2 sont les composants désignés du réseau de ZMP OSPAR (OSPAR, 2018)

³ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

⁴ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1833, n° 31363.

Bassin	Exploration et exploitation des ressources	Risque d'augmentation des pressions cumulées (y compris les changements climatiques)	Évaluation et efforts de conservation
Océan Atlantique Nord	Trois contrats d'exploration de l'Autorité internationale des fonds marins ont été signés pour la dorsale médio-atlantique nord dans la zone où se trouvent des champs d'événements actifs (Fédération de Russie, 2012; France, 2014; Pologne, 2018)	Réchauffement et acidification des eaux abyssales/intermédiaires de l'Atlantique Nord (Gehlen et al., 2014) Effets de la dispersion des larves dans la colonne d'eau sur la connectivité (FAO, 2018)	Zone économique exclusive (ZEE) du Portugal : protection des champs d'événements Menez Gwen, Lucky Strike et Rainbow, sites Natura 2000, parc marin des Açores ZMP de haute mer de la dorsale médio-atlantique au nord des Açores : protection de la colonne d'eau OSPAR; protection des fonds marins et du sous-sol par le Portugal (OSPAR, 2018) Espagne : volcans de boue du golfe de Cadix, Site d'importance communautaire (Directive de l'Union européenne concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages) (2014) Programme des Nations Unies pour l'environnement/Convention sur la diversité biologique : champs d'événements Lost City, Broken Spur et TAG en tant qu'EBSA
Méditerranée	Extension de l'extraction du gaz naturel, à l'est et au sud-ouest de la Méditerranée	Réchauffement des eaux intermédiaires/profondes, désoxygénation Réduction de la ventilation des eaux abyssales (Adloff et al., 2015)	Commission générale des pêches pour la Méditerranée de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (CGPM-FAO) (2018) : suintements froids d'hydrocarbures du delta du Nil, fermeture de la pêche liée à la vulnérabilité de l'écosystème marin
Mer Noire		La modification de la salinité renforce la déstabilisation des hydrates de méthane (Riboulot et al., 2018) Expansion de l'anoxie, menaces sur les écosystèmes de suintements	
Atlantique Sud	Développement de l'exploration et de l'exploitation pétrolière et gazière en profondeur au large de la côte du Brésil (Almada et Bernardino, 2017)	Marge continentale : production pétrolière extensive au large de la côte du Brésil, exploration des suintements limitée (Bernardino et Sumida, 2017)	
Golfe du Mexique, Caraïbes	Exploration et exploitation pétrolière et gazière en profondeur dans le golfe du Mexique et au large des côtes du Guyana	Extension des zones mortes due aux changements climatiques et à l'eutrophisation, avec des impacts sur les suintements à des profondeurs intermédiaires (Johnson et Purkey, 2009; Breitburg et al., 2018) L'exploration pétrolière est en cours et l'exploration des suintements est limitée dans le sud-ouest des Caraïbes (Digby et al., 2016)	

Bassin	Exploration et exploitation des ressources	Risque d'augmentation des pressions cumulées (y compris les changements climatiques)	Évaluation et efforts de conservation
Océan Indien	Quatre contrats d'exploration délivrés par l'Autorité internationale des fonds marins dans des zones abritant des champs d'événements actifs de la dorsale du sud-ouest de l'océan Indien (Chine, 2011) et de la dorsale centrale indienne (République de Corée, 2014; Allemagne, 2015; Inde, 2016)	Sensibilité des écosystèmes de suintements à la diminution régionale de l'oxygène aux marges du Pakistan (Fischer et al., 2012)	Liste rouge des espèces menacées de l'UICN : gastéropode écailleux classé comme menacé, projets d'évaluation achevés pour les espèces endémiques aux événements régionaux (Sigwart et al., 2019)
Pacifique Nord	La Japan Oil, Gas and Metals National Corporation (JOGMEC) teste l'extraction de sulfures massifs des fonds marins dans la dépression d'Okinawa (Okamoto et al., 2019) Mer de Chine méridionale : test de production de l'extraction d'hydrates de gaz de suintements (Li et al., 2018)	Augmentation des pressions liées au chalutage combinée à la tendance au réchauffement de l'océan dans le Pacifique Nord-Est Risque croissant de dissociation des hydrates de méthane (Ruppel et Kessler, 2017; Hautala et al., 2014)	Canada : zone d'intérêt du Pacifique, événements au large de la ZEE du Pacifique; les suintements froids du Pacifique canadien sont des EBSA [Pêches et Océans Canada (MPO), 2018]. Mexique : système de ZMP de la ZEE du bassin de Guaymas et sanctuaire de la dorsale Est-Pacifique (décrété en 2009, plan de gestion publié en 2014) ESBA : sanctuaire des événements hydrothermaux du bassin de Guaymas (en 2016); réserve de biosphère mexicaine du Pacifique profond (en 2018) Le Conseil de gestion des pêches du Pacifique des États-Unis (2019) a désigné les suintements comme habitat essentiel des poissons. EBSA : suintements froids dans le sud-ouest du bassin de Taïwan
Pacifique Sud	Permis d'exploration des sulfures massifs des fonds marins au niveau des événements des ZEE du Pacifique Sud-Ouest	Impact des résidus de mines antipersonnel sur les événements et les suintements (Samadi et al., 2015)	ZEE de la Nouvelle-Zélande : 88 % des événements hydrothermaux actifs sont des ZMP France – ZEE de la Nouvelle-Calédonie (2014) : événements peu profonds et systèmes de dorsales inexplorés dans la ZMP du Parc marin de la mer de Corail Réglementation minière et politiques environnementales dans plusieurs pays insulaires
Océan Austral		Les événements de l'est de la dorsale Scotia et les suintements de l'Antarctique sont influencés par le réchauffement, la circulation et les changements de flux de carbone (Römer et al., 2014b)	Les espèces vivant dans les événements et les suintements sont identifiées dans le guide de classification des taxons des écosystèmes marins vulnérables de la Commission pour la conservation de la faune et de la flore marines de l'Antarctique (2009)

5. Perspectives

Les conditions du biote et de l'habitat dans les zones d'événements et de suintements restent mal documentées, y compris dans les zones d'événements où l'exploration minière est en cours (par exemple, dans l'océan Indien). La biogéographie des suintements n'est pas décrite (Olu et al., 2010). Les effets de l'extraction des sulfures massifs des fonds marins sur les écosystèmes d'événements actifs et leurs périphéries ne sont pas clairs. Les impacts attendus comprennent les panaches de sédiments, la libération de composés toxiques, la perte d'habitat et la perturbation de la connectivité des métapopulations (Dunn et al., 2018). Des modèles de dispersion des larves ont commencé à être développés et les derniers résultats indiquent une connectivité interrégionale limitée dans des zones telles que le Pacifique occidental (Mitarai et al., 2016). La grande longévité des espèces fondatrices des écosystèmes de suintements (jusqu'à 200 ans) suggère en outre une récupération lente suite aux perturbations (Fisher et al., 2016). Le chalutage (voir section 2.1.2 ci-dessus) et l'exploitation des

combustibles fossiles pourraient également avoir des répercussions à long terme (Amon et al., 2017). Le manque de données de base sur les suintements limite encore la possibilité de prédire la capacité de résilience des communautés (Cordes et al., 2016).

Outre l'acidification, l'appauvrissement en oxygène, le flux de méthane et les changements des conditions hydrodynamiques résultant des perturbations climatiques affectent de vastes régions abritant des écosystèmes d'événements et de suintements, et interagissent probablement avec des processus biologiques clés, bien que des impacts spécifiques n'aient pas encore été signalés. On prévoit une dissociation des hydrates de méthane, impact direct du réchauffement sur les suintements (Ruppel et Kessler, 2017). Les changements dans la partie supérieure de la colonne d'eau peuvent également affecter la dispersion des propagules des événements et des suintements (Yahagi et al., 2017; Mullineaux et al., 2018).

6. Principales lacunes en matière de connaissances

Les taux de découverte d'espèces vivant dans les événements restent élevés, ce qui suggère un sous-échantillonnage de la richesse des espèces (Thaler et Amon, 2019). Les bases de données sur la faune chimiosynthétique (ChEssBase, 2019; Chapman et al., 2019) permettront des analyses à l'échelle mondiale et l'utilisation de nouvelles techniques, telles que le séquençage à haut débit de l'ADN environnemental, et les modèles de métacommunautés aideront à déterminer les modèles de connectivité (Chen et al., 2015; Breusing et al., 2016; Mullineaux et al., 2018).

La recherche à long terme sur les écosystèmes est essentielle pour élucider les processus reliant les communautés d'événements et de suintements aux facteurs de stress liés aux changements climatiques (GIEC, 2019). Des mesures *in situ* des réponses physiologiques et des changements dans le fonctionnement des écosystèmes sont nécessaires pour évaluer

la vulnérabilité aux changements climatiques. Les seuils de tolérance aux facteurs de stress climatique sont largement inconnus, en particulier pour les espèces qui se développent dans les zones hypoxiques de la périphérie (Fischer et al., 2012).

Les estimations quantitatives concernant le stockage du carbone dans les événements et les suintements sont insuffisantes, y compris les fourchettes et les facteurs de contrôle de la productivité des événements et des suintements (Marlow et al., 2014; Le Bris et al., 2019) et le rôle des virus en tant que médiateurs de l'écologie des procaryotes (Corinaldesi et al., 2012; Ortmann et Suttle, 2005). Les effluents des événements dans les cycles biogéochimiques des océans nécessitent des évaluations intégrées pour évaluer les impacts de l'injection de fer sur la productivité des eaux de surface (Guieu et al., 2018; Ardyna et al., 2019).

7. Principales lacunes en matière de renforcement des capacités

L'écart en matière de capacités est plus important dans les pays moins développés, en particulier dans les petits États insulaires en développement qui abritent des ressources provenant d'événements et de suintements. La formation de nouveaux spécialistes des grands fonds marins dans des disciplines liées à l'environnement est un défi reconnu par les programmes de la Commission océanographique intergouvernementale [Commission océanographique intergouvernementale de l'Organisation des Nations Unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO-COI), 2016]. Les évaluations écologiques requièrent des connaissances fauniques, tandis que les

outils moléculaires nécessitent une validation des résultats sur le terrain. Les données océanographiques et les inventaires d'espèces sous-tendent les modèles de fonctionnement des écosystèmes, ce qui permet de prévoir la vulnérabilité et le rétablissement. Le transfert de connaissances comprend les capacités taxonomiques et le développement de technologies peu coûteuses pour la recherche et la surveillance des grands fonds marins (Levin et al., 2019) ainsi que la cartographie, tandis que l'exploration et le développement de stratégies de surveillance impliquent la formation de scientifiques, de jeunes étudiants et, en particulier, de femmes.

Références

- Adloff, Fanny, and others (2015). Mediterranean Sea response to climate change in an ensemble of twenty first century scenarios. *Climate Dynamics*, vol. 45, pp. 2775–2802.
- Almada, Gustavo Vaz de Mello Baez, and Angelo Fraga Bernardino (2017). Conservation of deep-sea ecosystems within offshore oil fields on the Brazilian margin, SW Atlantic. *Biological Conservation*, vol. 206, pp. 92–101. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.026>.
- Amon, Diva J., and others (2017). Characterization of methane-seep communities in a deep-sea area designated for oil and natural gas exploitation off Trinidad and Tobago. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 342.
- Andreassen, Karin, and others (2017). Massive blow-out craters formed by hydrate-controlled methane expulsion from the Arctic seafloor. *Science*, vol. 356, No. 6341, pp. 948–953.
- Ardyna, Mathieu, and others (2019). Hydrothermal vents trigger massive phytoplankton blooms in the Southern Ocean. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, pp. 1–8.
- Baker, Edward T., and others (2016). How many vent fields? New estimates of vent field populations on ocean ridges from precise mapping of hydrothermal discharge locations. *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 449, pp. 186–196.
- Baker, Edward T., and others (2017). The effect of arc proximity on hydrothermal activity along spreading centers: new evidence from the Mariana Back Arc (12.7°N–18.3°N). *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 18, No. 11, pp. 4211–4228.
- Beaulieu, Stace E., and Kamil M. Szafranski (2020). InterRidge Global Database of Active Submarine Hydrothermal Vent Fields Version 3.4. PANGAEA. <https://doi.org/10.1594/PANGAEA.917894>.
- Baumberger, Tamara, and others (2018). Mantle-derived helium and multiple methane sources in gas bubbles of cold seeps along the Cascadia Continental Margin. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 19, No. 11, pp. 4476–4486.
- Bax, Nicholas J., and others (2016). Results of efforts by the Convention on Biological Diversity to describe ecologically or biologically significant marine areas. *Conservation Biology*, vol. 30, No. 3, pp. 571–581.
- Bernardino, Angelo F., and Paulo Y.G. Sumida (2017). Deep risks from offshore development. *Science*, vol. 358, No. 6361, pp. 312–312.

- Boetius, Antje, and Frank Wenzhöfer (2013). Seafloor oxygen consumption fuelled by methane from cold seeps. *Nature Geoscience*, vol. 6, No. 9, pp. 725–734.
- Bowden, David A., and others (2013). Cold seep epifaunal communities on the Hikurangi Margin, New Zealand: composition, succession, and vulnerability to human activities. *PLoS One*, vol. 8, No. 10, e76869.
- Breitburg, Denise, and others (2018). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, vol. 359, No. 6371, eaam7240.
- Breusing, Corinna, and others (2016). Biophysical and population genetic models predict the presence of “phantom” stepping stones connecting Mid-Atlantic Ridge vent ecosystems. *Current Biology*, vol. 26, No. 17, pp. 2257–2267.
- Chapman, Abbie S.A., and others (2019). sFDvent: A global trait database for deep-sea hydrothermal-vent fauna. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 28, No. 11, pp. 1538–1551.
- Chapman, Abbie S.A., and others (2018). Both rare and common species make unique contributions to functional diversity in an ecosystem unaffected by human activities. *Diversity and Distributions*, vol. 24, No. 5, pp. 568–578.
- Chen, Chong, and others (2015). Low connectivity between “scaly-foot gastropod” (Mollusca: Peltospiroidae) populations at hydrothermal vents on the Southwest Indian Ridge and the Central Indian Ridge. *Organisms Diversity & Evolution*, vol. 15, No. 4, pp. 663–670.
- ChEssBase (2019). <http://ipt.vliz.be/eurobis/resource?r=chessbase>.
- Chiba, Sanae, and others (2018). Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, vol. 96, pp. 204–212.
- Childress, J.J., and Peter R. Girguis (2011). The metabolic demands of endosymbiotic chemoautotrophic metabolism on host physiological capacities. *Journal of Experimental Biology*, vol. 214, No. 2, pp. 312–325.
- Colaço, Ana, and others (2006). Bioaccumulation of Hg, Cu, and Zn in the Azores triple junction hydrothermal vent fields food web. *Chemosphere*, vol. 65, No. 11, pp. 2260–2267.
- Copley, Jonathan T.P., and others (1999). Subannual temporal variation in faunal distributions at the TAG hydrothermal mound (26° N, Mid-Atlantic Ridge). *Marine Ecology*, vol. 20, Nos. 3–4, pp. 291–306.
- Copley, J.T., and others (2016). Ecology and biogeography of megafauna and macrofauna at the first known deep-sea hydrothermal vents on the ultraslow-spreading Southwest Indian Ridge. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 39158.
- Cordes, Erik E., and others (2016). Environmental impacts of the deep-water oil and gas industry: a review to guide management strategies. *Frontiers in Environmental Science*, vol. 4, art. 58.
- Cordes, Erik E., and others (2009). Macro-ecology of Gulf of Mexico cold seeps. *Annual Review of Marine Science*, vol. 1, pp. 143–168.
- Corinaldesi, Cinzia, and others (2012). Viral infections stimulate the metabolism and shape prokaryotic assemblages in submarine mud volcanoes. *The ISME Journal*, vol. 6, No. 6, pp. 1250–1259. <https://doi.org/10.1038/ismej.2011.185>.
- Cuvellier, Daphne, and others (2011). Community dynamics over 14 years at the Eiffel Tower hydrothermal edifice on the Mid-Atlantic Ridge. *Limnology and Oceanography*, vol. 56, No. 5, pp. 1624–1640.
- Di Carlo, Marta, and others (2017). Trace elements and arsenic speciation in tissues of tube dwelling polychaetes from hydrothermal vent ecosystems (East Pacific Rise): an ecological role as antipredatory strategy? *Marine Environmental Research*, vol. 132, pp. 1–13.
- Digby, Adrian, and others (2016). Cold seeps associated with structured benthic communities: more accurate identification and evaluation using a new multibeam survey methodology in the offshore Southern Colombian Caribbean. *International Journal of Geosciences*, vol. 7, No. 5, pp. 761–774.
- Dubilier, Nicole, and others (2008). Symbiotic diversity in marine animals: the art of harnessing chemosynthesis. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 6, No. 10, p. 725.
- Du Preez, Cherrisse, and Charles R. Fisher (2018). Long-term stability of back-arc basin hydrothermal vents. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 54.

- Dunn, Daniel C., and others (2014). The Convention on Biological Diversity's ecologically or biologically significant areas: origins, development, and current status. *Marine Policy*, vol. 49, pp. 137–145.
- Dunn, Daniel C., and others (2018). A strategy for the conservation of biodiversity on mid-ocean ridges from deep-sea mining. *Science Advances*, vol. 4, No. 7.
- Etioppe, Giuseppe, and others (2019). Gridded maps of geological methane emissions and their isotopic signature. *Earth System Science Data*, vol. 11, pp. 1–22.
- Fisheries and Oceans Canada (DFO) (2018). *Assessment of Canadian Pacific Cold Seeps against Criteria for Determining Ecologically and Biologically Significant Areas*. DFO Canadian Science Advisory Secretariat. Science Response 2018/002.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2009). *International Guidelines for the Management of Deep-Sea Fisheries in the High-Seas*. Rome.
- _____ (2016). *Vulnerable Marine Ecosystems: Processes and Practices in the High Seas*, Anthony Thompson and others, eds. Fisheries and Aquaculture Technical Paper 595. Rome.
- _____ (2018). *Deep-Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Fisheries*, Lisa Levin, Maria Baker and Anthony Thompson, eds.. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper 638. Rome.
- Feng, Dong, and others (2018). Cold seep systems in the South China Sea: An overview. *Journal of Asian Earth Sciences*, vol. 168, pp. 3–16.
- Fischer, David, and others (2012). Interaction between hydrocarbon seepage, chemosynthetic communities, and bottom water redox at cold seeps of the Makran accretionary prism: insights from habitat-specific pore water sampling and modeling. *Biogeosciences*, vol. 9, No. 6, pp. 2013–2031.
- Fisher, Charles R., and others (2016). How Did the Deepwater Horizon Oil Spill Impact Deep-Sea Ecosystems?, *Oceanography*, vol. 29, No. 3, pp. 182–195.
- Gehlen, Marion, and others (2014). Projected pH reductions by 2100 might put deep North Atlantic biodiversity at risk. *Biogeosciences*, vol. 11, pp. 6955–6967.
- General Fisheries Commission for the Mediterranean of the Food and Agriculture Organization of the United Nations (GFCM-FAO) (2018). *Forty-Second Session of the Commission. Final Report English (before editing)*. FAO Headquarters, Rome, Italy, 22–26 October 2018.
- Gerdes, Klaas, and others (2019). Detailed mapping of hydrothermal vent fauna: a 3D reconstruction approach based on video imagery. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 96.
- German, Christopher R., and others (2016). Hydrothermal impacts on trace element and isotope ocean biogeochemistry. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 374, No. 2081, 20160035.
- Goffredi, Shana K., and others (2017). Hydrothermal vent fields discovered in the southern Gulf of California clarify role of habitat in augmenting regional diversity. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 284, No. 1859, 20170817.
- Gollner, Sabine, and others (2017). Resilience of benthic deep-sea fauna to mining activities. *Marine Environmental Research*, vol. 129, pp. 76–101.
- Govenar, Breea (2010). Shaping vent and seep communities: habitat provision and modification by foundation species. In *The Vent and Seep Biota*, pp. 403–432. Springer.
- Grupe, Benjamin M., and others (2015). Methane seep ecosystem functions and services from a recently discovered southern California seep. *Marine Ecology*, vol. 36, pp. 91–108.
- Guieu, Cécile, and others (2018). Iron from a submarine source impacts the productive layer of the Western Tropical South Pacific (WTSP). *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 9075.
- Hall-Spencer, Jason M., and others (2008). Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature*, vol. 454, No. 7200, pp. 96–99.
- Hautala, Susan L., and others (2014). Dissociation of Cascadia margin gas hydrates in response to contemporary ocean warming. *Geophysical Research Letters*, vol. 41, No. 23, pp. 8486–8494.
- Intergovernmental Oceanographic Commission of the United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO-IOC) (2016). *UNESCO-IOC Capacity Building Strategy 2015-2021*. Paris. IOC/INF-1332.

- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2019). Summary for Policymakers. In *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, H-O. Pörtner and others, eds.
- James, Rachael H., and others (2016). Effects of climate change on methane emissions from seafloor sediments in the Arctic Ocean: a review. *Limnology and Oceanography*, vol. 61, No. S1, pp. S283–S299.
- Johnson, Gregory C., and Sarah G. Purkey (2009). Deep Caribbean Sea warming. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 56, No. 5, pp. 827–834.
- Ketzer, Marcelo, and others (2019). Gas seeps at the edge of the gas hydrate stability zone on Brazil's continental margin. *Geosciences*, vol. 9, No. 5, art. 193.
- Le Bris, Nadine, and others (2019). Hydrothermal energy transfer and organic carbon production at the deep seafloor. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5.
- Levin, Lisa A., and others (2016). Hydrothermal vents and methane seeps: rethinking the sphere of influence. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 72.
- Levin, Lisa A., and others (2019). Global observing needs in the deep ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 241.
- Levin, Lisa A., and Myriam Sibuet (2012). Understanding continental margin biodiversity: a new imperative. *Annual Review of Marine Science*, vol. 4, pp. 79–112.
- Levin, Lisa A., and Nadine Le Bris (2015). The deep ocean under climate change. *Science*, vol. 350, No. 6262, pp. 766–768.
- Li, Jin-fa, and others (2018). The first offshore natural gas hydrate production test in South China Sea. *China Geology*, vol. 1, No. 1, pp. 5–16.
- Linse, Katrin, and others (2019). Fauna of the Kemp Caldera and its upper bathyal hydrothermal vents (South Sandwich Arc, Antarctica). *Royal Society Open Science*, vol. 6, No. 11, 191501.
- MacDonald, Ian R., and others (2020). The Asphalt Ecosystem of the Southern Gulf of Mexico: Abyssal Habitats Across Space and Time. In: *Scenarios and Responses to Future Deep Oil Spills*, pp. 132–146. Springer.
- Marques, Ana F., and others (2020). The Seven Sisters Hydrothermal System: first record of shallow hybrid mineralization hosted in mafic volcanoclasts on the Arctic mid-ocean ridge. *Minerals*, vol. 10, No. 5, art. 439. <https://doi.org/10.3390/min10050439>.
- Marlow, Jeffrey J., and others (2014). Carbonate-hosted methanotrophy represents an unrecognized methane sink in the deep sea. *Nature Communications*, vol. 5, art. 5094.
- Mazumdar, A., and others (2019). The first record of active methane (cold) seep ecosystem associated with shallow methane hydrate from the Indian EEZ. *Journal of Earth System Science*, vol. 128, No. 1, art. 18.
- Menini, Elisabetta, and Cindy Lee Van Dover (2019). An atlas of protected hydrothermal vents. *Marine Policy*, vol. 108, art. 103654.
- Mitarai, Satoshi, and others (2016). Quantifying dispersal from hydrothermal vent fields in the western Pacific Ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 11, pp. 2976–2981.
- Moalic, Yann, and others (2012). Biogeography revisited with network theory: retracing the history of hydrothermal vent communities. *Systematic Biology*, vol. 61, No. 1, p. 127.
- Mullineaux, Lauren S., and others (2018). Exploring the ecology of deep-sea hydrothermal vents in a meta-community framework. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 49.
- Nakajima, Ryota, and others (2015). Post-drilling changes in seabed landscape and megabenthos in a deep-sea hydrothermal system, the Iheya North field, Okinawa Trough. *PLoS One*, vol. 10, No. 4, e0123095.
- Okamoto, Nobuyuki, and others (2019). World's first lifting test for seafloor massive sulphides in the Okinawa Trough in the EEZ of Japan. In *The 29th International Ocean and Polar Engineering Conference*. International Society of Offshore and Polar Engineers.
- Olu, Karine, and others (2010). Biogeography and potential exchanges among the Atlantic equatorial belt cold-seep faunas. *PLoS One*, vol. 5, No. 8, e11967.

- Orcutt, Beth N., and others (2011). Microbial ecology of the dark ocean above, at, and below the seafloor. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, vol. 75, No. 2, pp. 361–422.
- Ortmann, Alice C., and Curtis A. Suttle (2005). High abundances of viruses in a deep-sea hydrothermal vent system indicates viral mediated microbial mortality. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 52, No. 8, pp. 1515–27. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2005.04.002>.
- OSPAR Commission for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic (OSPAR) (2014). *Recommendation 2014/11 on Furthering the Protection and Conservation of Hydrothermal Vents/Fields Occurring on Oceanic Ridges in Region V of the OSPAR Maritime Area*. OSPAR 14/21/1, Annex 16.
- _____ (2018). *Status Report on the OSPAR Network of Marine Protected Areas*.
- Papot, Claire, and others (2017). Antagonistic evolution of an antibiotic and its molecular chaperone: how to maintain a vital ectosymbiosis in a highly fluctuating habitat. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, art. 1454.
- Petersen, Sven, and others (2016). News from the seabed – geological characteristics and resource potential of deep-sea mineral resources. *Marine Policy*, vol. 70, pp. 175–187.
- QGIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Quattrini, Andrea M., and others (2015). Exploration of the canyon-incised continental margin of the northeastern United States reveals dynamic habitats and diverse communities. *PLoS One*, vol. 10, No. 10, e0139904.
- Ramirez-Llodra, Eva, and others (2011). Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. *PLoS One*, vol. 6, No. 8, e22588.
- Resing, Joseph A., and others (2015). Basin-scale transport of hydrothermal dissolved metals across the South Pacific Ocean. *Nature*, vol. 523, No. 7559, pp. 200–203.
- Riboulot, Vincent, and others (2018). Freshwater lake to salt-water sea causing widespread hydrate dissociation in the Black Sea. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 117.
- Rogers, Alex D., and others (2012). The discovery of new deep-sea hydrothermal vent communities in the Southern Ocean and implications for biogeography. *PLoS Biology*, vol. 10, No. 1, e1001234.
- Römer, Miriam, and others (2014a). First evidence of widespread active methane seepage in the Southern Ocean, off the sub-Antarctic island of South Georgia. *Earth and Planetary Science Letters*, vol. 403, pp. 166–177.
- Römer, Miriam, and others (2014b). Methane fluxes and carbonate deposits at a cold seep area of the Central Nile Deep Sea Fan, Eastern Mediterranean Sea. *Marine Geology*, vol. 347, pp. 27–42.
- Rossi, Giulia S., and Verena Tunnicliffe (2017). Trade-offs in a high CO₂ habitat on a subsea volcano: condition and reproductive features of a bathymodioline mussel. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 574, pp. 49–64.
- Rubin-Blum, and others (2019). Genetic Evidence for Two Carbon Fixation Pathways (the Calvin-Benson-Bassham Cycle and the Reverse Tricarboxylic Acid Cycle) in Symbiotic and Free-Living Bacteria. *MSphere*, vol. 4, No. 1, e00394–18.
- Ruppel, Carolyn D., and John D. Kessler (2017). The interaction of climate change and methane hydrates. *Reviews of Geophysics*, vol. 55, No. 1, pp. 126–168.
- Samadi, Sarah, and others (2015). Patchiness of deep-sea communities in Papua New Guinea and potential susceptibility to anthropogenic disturbances illustrated by seep organisms. *Marine Ecology*, vol. 36, pp. 109–132.
- Scott, Kathleen M., and others (2018). Diversity in CO₂-concentrating mechanisms among chemolithoautotrophs from the genera *Hydrogenovibrio*, *Thiomicrohabdus*, and *Thiomicrospira*, ubiquitous in sulfidic habitats worldwide. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 85, No. 3.
- Seabrook, Sarah, and others (2019). Heterogeneity of methane seep biomes in the Northeast Pacific. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 150, pp. 195–209.
- Sigwart, Julia D., and others (2019). Red Listing can protect deep-sea biodiversity. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 3, No. 8, p. 1134.

- Suzuki, Kenta, and others (2018). Mapping the resilience of chemosynthetic communities in hydrothermal vent fields. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 9364.
- Sweetman Andrew K., and others (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa Science of the Anthropocene*, vol. 5, No. 4, art. 203.
- Tagliabue, Alessandro, and Joseph Resing (2016). Impact of hydrothermalism on the ocean iron cycle. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, vol. 374, 20150291.
- Tasiemski, Aurélie, and others (2014). Characterization and function of the first antibiotic isolated from a vent organism: the extremophile metazoan *Alvinella pompejana*. *PLoS One*, vol. 9, No. 4, e95737.
- Thaler, Andrew D., and Diva Amon (2019). 262 Voyages Beneath the Sea: a global assessment of macro- and megafaunal biodiversity and research effort at deep-sea hydrothermal vents. *PeerJ*, vol. 7, e7397.
- Thornton, Blair, and others (2016). Biometric assessment of deep-sea vent megabenthic communities using multi-resolution 3D image reconstructions. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 116, pp. 200–219.
- Thurber, Andrew R., and others (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 14, pp. 3941–3963.
- Tunnicliffe, Verena, and others (2009). Survival of mussels in extremely acidic waters on a submarine volcano. *Nature Geoscience*, vol. 2, No. 5, p. 344.
- United Nations (2017a). Chapter 45: Hydrothermal vents and cold seeps. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- United Nations Environment Programme, Mediterranean Action Plan (2017). *Draft Guidelines for Inventorying and Monitoring of Dark Habitats*. UNEP(DEPI)/MED WG. 431/Inf.12. Nairobi: UNEP.
- United Nations Environment Programme World Conservation Monitoring Centre and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2019). Protected Planet: The World Database on Protected Areas, Cambridge, United Kingdom. www.protectedplanet.net.
- United States Pacific Fishery Management Council (2019). *Pacific Coast Groundfish Fishery Management Plan For The California, Oregon, And Washington Groundfish Fishery. Appendix B Part 2. Groundfish Essential Fish Habitat And Life History Descriptions, Habitat Use Database Description, and Habitat Suitability Probability Information*. www.pcouncil.org/documents/2019/06/groundfish-fmp-appendix-b-part-2.pdf.
- Van Dover, Cindy Lee (2019). Inactive sulfide ecosystems in the deep sea: a review. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 461.
- Vetriani, Costantino, and others (2005). Mercury adaptation among bacteria from a deep-sea hydrothermal vent. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 71, No. 1, pp. 220–226.
- Wankel, Scott D., and others (2011). Influence of subsurface biosphere on geochemical fluxes from diffuse hydrothermal fluids. *Nature Geoscience*, vol. 4, No. 7, p. 461.
- Watanabe, Hiromi, and others (2010). Japan: vents and seeps in close proximity. In *The Vent and Seep Biota*, pp. 379–401. Springer.
- Yahagi, Takuya, and others (2017). Do larvae from deep-sea hydrothermal vents disperse in surface waters? *Ecology*, vol. 98, No. 6, pp. 1524–1534.
- Zhou, Yadong, and others (2018). Characterization of vent fauna at three hydrothermal vent fields on the Southwest Indian Ridge: implications for biogeography and interannual dynamics on ultraslow-spreading ridges. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 137, pp. 1–12.

Chapitre 7Q

Mer des Sargasses

Constitutrices et contributeurs : Howard S.J. Roe (organisateur de l'équipe de rédaction), David Freestone, Laurence Kell, Brian E. Luckhurst et Tammy Warren.

Principales observations

- La mer des Sargasses est une zone de haute mer qui est internationalement reconnue comme une partie fondamentalement importante de l'océan mondial en raison de son rôle dans la régulation du climat et de ses écosystèmes uniques.
- L'étude des séries chronologiques Bermudes Atlantique [(Bermuda Atlantic Time-series Study (BATS)] continue de recueillir des observations permettant de tirer des conclusions sur l'impact des changements climatiques dans l'océan et de mieux comprendre les processus océaniques. La poursuite de cette étude fondamentale à long terme est essentielle.
- Depuis 2011, les efflorescences massives et les échouages de sargasse sont attribuables à une forme de *Sargassum natans*, jusqu'alors rare. Elles causent des problèmes socioéconomiques majeurs pour la région et peuvent également avoir un impact négatif sur les communautés océaniques uniques de sargasse.
- Le rôle de la mer des Sargasses en tant que zone de frai pour l'anguille européenne (*Anguilla anguilla*) et l'anguille américaine (*Anguilla rostrata*) a été souligné au moyen d'un suivi des adultes par satellite et d'études des larves à grande échelle. Une meilleure compréhension de l'écologie du thon et des espèces apparentées à usage commercial et la prise de conscience de l'utilisation de la zone par des espèces menacées et en voie d'extinction renforcent la nécessité d'une gestion de la pêche fondée sur l'écosystème.
- La plupart des changements et des menaces, y compris les changements climatiques, la surpêche des anguilles, la pollution par le plastique et les efflorescences massives de sargasse, sont d'origine externe. Ces menaces croissantes auront un effet négatif sur la contribution de la mer des Sargasses à l'objectif de développement durable n° 14, qui vise à conserver et exploiter de manière durable les océans, les mers et les ressources marines aux fins du développement durable et, partant, à d'autres de ces objectifs¹.
- L'activité croissante dans la mer des Sargasses atteste de la nécessité de traiter les impacts cumulatifs des activités humaines sur les hautes mers.

1. Introduction

Le présent chapitre s'appuie sur des faits nouveaux recueillis et sur les connaissances acquises grâce à l'état de référence précédent, tel que rapporté dans le chapitre 50 de la première Évaluation mondiale de l'océan (Nations Unies, 2017). La poursuite des recherches autour des études chronologiques sur les océans, organisées par l'Institut des sciences de la mer des Bermudes, permet de comprendre les processus océaniques fondamentaux, notamment l'importance des microbes et les effets des changements climatiques. Les progrès réalisés dans la compréhension de l'écologie générale de la mer des Sargasses sont décrits, notamment : l'algue sargasse, sa répartition, la

faune associée et l'impact réel et potentiel des récentes efflorescences sur les communautés côtières; la recherche en cours sur le cycle de vie de l'anguille européenne (*Anguilla Anguilla*) et de l'anguille américaine (*Anguilla rostrata*); la meilleure connaissance de la biologie de certaines espèces de poissons commerciaux et les progrès en cours dans la modélisation des écosystèmes; les menaces accrues de la pollution par les plastiques. Les avancées internationales récentes et en voie de réalisation concernant la mer des Sargasses sont présentées à la lumière de la conférence intergouvernementale chargée d'élaborer un instrument international juridiquement contraignant se

¹ Voir la résolution 70/1 de l'Assemblée générale.

rapportant à la Convention des Nations Unies sur le droit de la mer² et portant sur la conservation et l'utilisation durable de la biodiversité biologique des zones ne relevant pas de la juridiction nationale.

Le scénario de référence de 2016 contenait une description du contexte océanographique de la mer des Sargasses, ainsi que de l'écosystème de surface unique et des communautés basées sur les agrégats flottants de deux espèces de sargasses et de leur rôle en tant que zones d'alimentation et de reproduction pour les poissons, les tortues juvéniles et les oiseaux de mer. De nombreux animaux migrent en passant par la mer des Sargasses et beaucoup s'y rendent pour se reproduire. C'est la seule zone de frai connue pour l'anguille européenne (*Anguilla Anguilla*) et l'anguille américaine (*Anguilla rostrata*). De nombreuses espèces vivant dans la mer des Sargasses sont en danger ou menacées et sont répertoriées comme telles dans la Liste rouge des espèces menacées de l'Union internationale pour la conservation de la nature, la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction³, et le Protocole relatif aux zones et à la vie sauvage spécialement protégées à la Convention pour la

protection et la mise en valeur du milieu marin dans la région des Caraïbes⁴ (Laffoley et al., 2011). Les menaces, les valeurs économiques et les réponses en matière de conservation ont été résumées.

Le scénario de référence a connu des changements et des évolutions, mais la mer des Sargasses reste une partie fondamentalement importante de l'océan mondial en raison d'un mélange interdépendant d'océanographie physique, de ses écosystèmes et de son rôle dans les processus océaniques et terrestres à l'échelle mondiale. Elle contribue de manière significative aux économies locales et mondiales, à la fois directement par la pêche des espèces hautement migratoires (y compris l'anguille européenne et l'anguille américaine), les récifs coralliens, l'observation des baleines et le tourisme lié aux tortues, et indirectement par son rôle dans la régulation du climat, la conservation de la diversité génétique et le cycle des nutriments (Laffoley et al., 2011; Pendleton et al., 2015). D'autre part, elle est également menacée par les changements climatiques, la pollution, l'augmentation des activités de pêche et du trafic maritime.

2. Changement d'état

2.1. Études chronologiques sur les océans

L'importance continue des études chronologiques océaniques à long terme pour la compréhension de la variabilité de l'océan et des processus océaniques a été renforcée à la fois localement par les résultats des études de séries chronologiques Hydrostation S et Bermudes Atlantique, et globalement par de nombreux examens (Neuer et al., 2017; O'Brien et al., 2017). Le programme d'étude des séries chronologiques Bermudes Atlantique porte sur l'une des rares séries chronologiques océaniques

dont les enregistrements remontent suffisamment dans le temps pour permettre de distinguer les changements anthropiques de la variabilité naturelle (Henson et al., 2016). L'étendue des recherches utilisant ces données est résumée sur le site web de l'étude des séries chronologiques Bermudes Atlantique⁵.

2.2. Sargasse

Le scénario de référence contenait une description du rôle de deux espèces, à savoir *Sargassum natans* et *Sargassum fluitans*, principalement pour leur rôle d'accueil de communautés

² Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1833, n° 31363.

³ Ibid., vol. 993, n° 14537.

⁴ Ibid., vol. 2180, n° 25974.

⁵ Disponible à l'adresse <http://bats.bios.edu>.

animales spécialisées et en tant que zones de reproduction et d'alimentation. Les progrès réalisés dans la connaissance de ces communautés ont des implications pour les mesures de conservation futures. Les communautés varient dans le temps et dans l'espace. Une variabilité considérable sur une période de 40 ans, ainsi qu'entre des échantillons prélevés à un an d'intervalle, a été constatée par Huffard et al. (2014). Les raisons en sont inconnues, mais l'augmentation de l'acidité des océans pourrait être à l'origine de la réduction des épibiontes calcaires, comme les bryozoaires. La variabilité au niveau moléculaire au sein des espèces peut être observée chez la crevette des sargasses gracieuse (*Latreutes fucorum*) qui est largement dispersée, ce qui suggère le fait que les mesures de conservation de ces espèces devraient couvrir de grandes zones ou inclure des réseaux de zones protégées (Sehein et al., 2014).

Depuis l'échouage massif de milliers de tonnes de sargasses sur les plages des Caraïbes et du golfe du Mexique et sur les côtes d'Afrique de l'Ouest et d'Amérique du Sud en 2011, des efforts considérables ont été déployés pour détecter les efflorescences, leurs causes et leurs mouvements en utilisant le suivi par satellite, la modélisation, l'échantillonnage direct en mer et une combinaison de différentes techniques (Schell et al., 2015; Franks et al., 2016; Djakouré et al., 2017; Brooks et al., 2018; Putnam et al., 2018). Les efflorescences ont été définies par Schell et al. (2015) comme une forme de sargasse (*S. natans* VIII) auparavant rare. Ceci a ensuite été confirmé par des études génétiques (Amaral-Zettler et al., 2017). *S. natans* VIII a été décrite à partir des Caraïbes par Parr (1939), mais elle a ensuite été largement oubliée. Elle diffère morphologiquement de *S. fluitans* et de *S. natans* et accueille des communautés réduites d'animaux, ce qui la rend moins attrayante pour les poissons, les tortues et les oiseaux de mer, qui se nourrissent sur les tapis de sargasse ou en dessous (Martin, 2016). Par conséquent, des changements dans le type ou la répartition de la sargasse pourraient affecter la diversité et l'abondance des espèces. Les répartitions des différentes espèces et formes de sargasses diffèrent à la fois dans l'espace et dans le temps, et on pense que *S. natans* VIII

est limitée par la température, car elle est plus abondante dans les eaux chaudes au sud de la mer des Sargasses et dans les Caraïbes. Elle est peu présente plus au nord, mais on la trouve au large des Bermudes depuis 2016 (Clover, 2017). Jusqu'à présent, les efflorescences n'ont pas affecté directement la mer des Sargasses, mais elles pourraient réduire les communautés de sargasses et empêcher la nidification des tortues sur les plages des Caraïbes touchées par ce phénomène.

Les efflorescences proviennent de la région de recirculation nord équatoriale au sud de la mer des Sargasses et, de là, sont transportées vers les Caraïbes (Johnson et al., 2013; Franks et al., 2016; Djakouré et al., 2017; Putnam et al., 2018). Depuis leur première observation en 2011, ces efflorescences surviennent chaque année. Des quantités importantes de sargasse morte ayant coulé ont également été signalées sur le fond marin dans la zone de fracture de Vema sous la région de recirculation nord équatoriale, et pourrait constituer une source alimentaire dans les écosystèmes benthiques des grands fonds (Baker et al., 2018). Les causes de ces efflorescences sont actuellement l'objet de recherches, mais pourraient inclure des modifications induites par les changements climatiques, telles que l'augmentation de la température et la modification des courants océaniques, l'augmentation des niveaux de nutriments provenant du Congo, de l'Orénoque et surtout du fleuve Amazone, les remontées d'eau équatoriale et la poussière du Sahara (Djakouré et al., 2017). La question est de savoir si le changement de régime dans l'Atlantique tropical et subtropical est principalement causé par l'activité humaine. Divers satellites de surveillance, qui alimentent le système de surveillance des sargasses [Sargassum Watch System (SaWS)], par exemple, informent les communautés sur l'emplacement des efflorescences et les avertissent d'éventuels échouages (Hu et al., 2016).

2.3. Poissons

La mer des Sargasses joue un rôle de plus en plus important eu égard à l'anguille européenne et l'anguille américaine. On savait que les larves des deux espèces se trouvaient

dans le sud-ouest de la mer des Sargasses, à proximité de la convergence subtropicale saisonnière (Munk et al., 2010; Miller et al., 2015). Le marquage par satellite a permis de suivre les anguilles européennes en migration depuis les rivières européennes jusqu'aux Açores (Righton et al., 2016). Un marquage similaire des anguilles américaines a montré une migration du Canada vers la mer des Sargasses (Béguer-Pons et al., 2015). Plus récemment, il a été démontré que les anguilles européennes frayent dans une bande de 2 000 km au sud de la mer des Sargasses, dans une zone délimitée par des fronts de température (Miller et al., 2019). La large zone de frai peut illustrer différents débuts de migrations, différentes capacités de nage ou la dérive des larves dans les courants océaniques. Les niveaux de recrutement dans les pêcheries pour les deux espèces se sont effondrés, et la réduction correspond à la diminution du nombre de larves d'anguilles dans la mer des Sargasses (Hanel et al., 2014). Les changements climatiques, l'augmentation de la température de la mer, les changements des courants océaniques et l'oscillation de l'Atlantique Nord sont autant de facteurs susceptibles d'avoir un impact négatif sur le cycle de vie marin des anguilles (Miller et al., 2016).

De nouvelles informations sur les réseaux alimentaires et les sites de frai du thon et des espèces apparentées gérées par la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique ont renforcé le rôle de la mer des Sargasses en tant qu'habitat, zone d'alimentation et de frai et couloir de migration pour ces espèces (Luckhurst, 2015a; Luckhurst et Arocha, 2016; Anonyme, 2016). L'Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest a pris des mesures pour protéger les monts sous-marins dans le nord de la mer des Sargasses en fermant la zone au chalutage de fond jusqu'en 2020 [Organisation des pêches de l'Atlantique Nord-Ouest (OPANO), 2015].

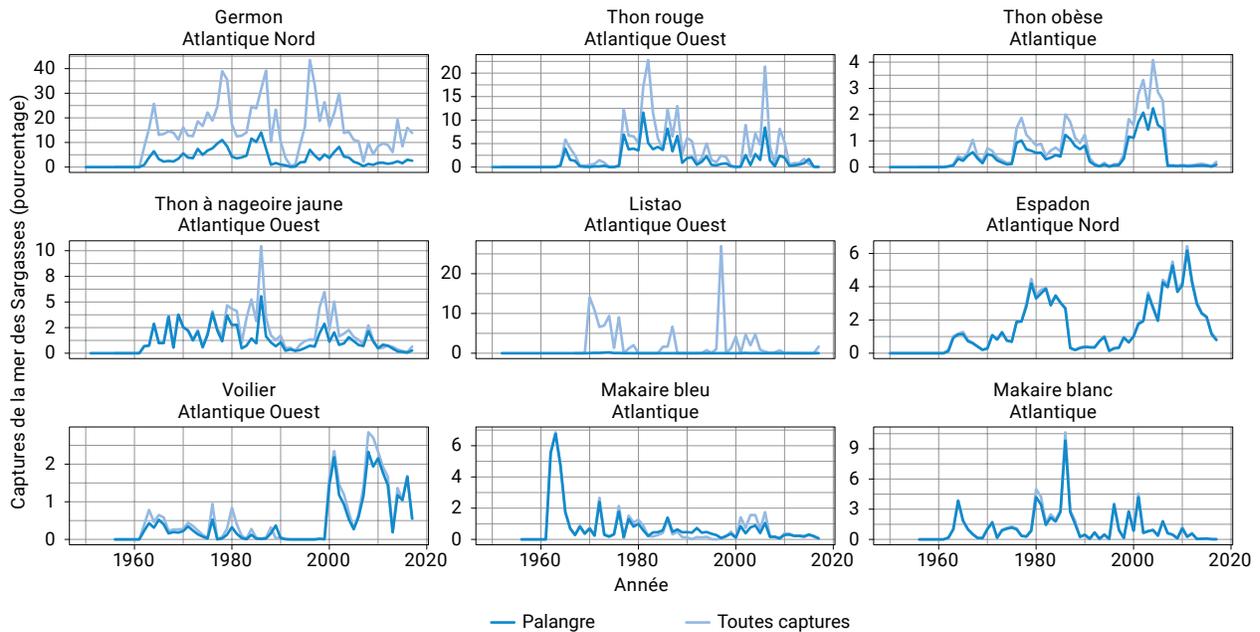
Malgré la diminution des captures dans le monde entier et l'abondance relative des espèces pélagiques commerciales principales, la capacité de la flotte de pêche mondiale

a continué à augmenter (Rousseau et al., 2019). Les estimations spatiales de l'effort de pêche ne sont pas disponibles auprès de la Commission pour la mer des Sargasses. En leur absence, le pourcentage des captures des principales espèces de la Commission (limites des stocks définies par la Commission) a été déterminé et sert d'indicateur du niveau de pêche dans la mer des Sargasses au fil du temps.

La figure ci-après contient une analyse actualisée de Luckhurst (2015b), qui a fourni des analyses des captures de 1992 à 2011 pour les principales espèces de la Commission, avec les dernières captures déclarées par la Commission⁶. Les dernières captures déclarées vont jusqu'en 2017 (compris); des données plus récentes ne sont pas disponibles en raison de retards de déclaration et de traitement par la Commission. Au maximum, jusqu'à 12 % du germon de l'Atlantique Nord et 10 % du thon rouge de l'Atlantique Ouest sont capturés dans la région. Les prises de thon tropical (thon obèse, thon à nageoire jaune et listao) et de poissons-épée (espadon, voilier, makaire bleu et makaire blanc) sont moindres mais toujours importantes. La proportion des captures effectuées dans la mer des Sargasses présente une variabilité considérable dans le temps, peut-être en raison de changements de ciblage par les flottes palangrières, mais les données relatives à l'effort qui pourraient permettre une évaluation ne sont pas disponibles auprès de la Commission. La flotte palangrière est présentée en raison de l'importance sur le plan écologique des espèces prises accidentellement, telles que les poissons-épée, les requins, les oiseaux de mer et les tortues de mer. Pour passer à une gestion écosystémique de la pêche dans la mer des Sargasses, il importera de comprendre la superposition spatiale entre l'effort de pêche et le comportement des espèces non ciblées, y compris les voies de migration, le comportement d'agrégation et l'utilisation de l'habitat par toutes les espèces concernées (Kell et Luckhurst, 2018; Boerder et al., 2019).

⁶ Voir www.iccat.int/fr/accesingdb.html.

Séries chronologiques indiquant le pourcentage des captures totales et des captures à la palangre qui proviennent de la région de la mer des Sargasses



Source : Les données proviennent de la base de données sur les captures par taille de la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique (CATDIS).

2.4. Pollution par le plastique

C'est en 1972 qu'a été observée pour la première fois une pollution par le plastique dans la mer des Sargasses (Carpenter et Smith, 1972). Les concentrations de microplastiques constatées à la surface de la mer étaient supérieures à celles enregistrées précédemment, la plus grande concentration se trouvant dans la zone de convergence subtropicale (Law et al., 2010). L'accumulation de particules de surface dans la zone a été prévue par les modèles utilisés pour guider l'échantillonnage de l'expédition « 7^e Continent » en 2014. Il a été estimé que le gyre subtropical de l'Atlantique Nord, c'est-à-dire la mer des Sargasses, contenait environ 56 000 tonnes de plastique flottant en 2014 (Eriksen et al., 2014). On peut supposer qu'il y en a plus aujourd'hui. La pollution par le plastique et ses effets dans l'océan mondial et dans les gyres océaniques

ont fait l'objet d'études approfondies [Groupe mixte d'experts sur les aspects scientifiques de la protection de l'environnement marin (GESAMP), 2014, 2016; Law, 2017; Eriksen et al., 2016]. Plus récemment, des expériences en laboratoire ont révélé les effets néfastes des lixiviats plastiques sur la bactérie photosynthétique *Prochlorococcus* (Tetu et al., 2019). *Prochlorococcus* produit jusqu'à 20 % de l'oxygène atmosphérique. Si les résultats sont confirmés *in situ*, la pollution par le plastique constitue une menace pour la production mondiale d'oxygène par les bactéries marines. Les impacts négatifs décrits dans les différentes études s'appliqueront à la mer des Sargasses, et les effets de concentration du tourbillon océanique et de la convergence subtropicale piègent le plastique dans les tapis de sargasse, ce qui rend la mer des Sargasses particulièrement vulnérable.

3. Dispositions institutionnelles

L'un des principaux défis auxquels la mer des Sargasses est confrontée est d'ordre juridique. La mer des Sargasses fait partie de la haute mer, les 50 % de la planète qui ne sont pas sous juridiction nationale (Freestone, 2015). Pour relever ce défi, cinq gouvernements se sont réunis en 2014 dans le but de signer la Déclaration de Hamilton sur la collaboration aux fins de la conservation de la mer des Sargasses et de créer la Commission de la mer des Sargasses, chargée de la gestion de cette zone extraordinaire (Freestone et Morrison, 2014). Cinq autres gouvernements ont depuis lors rejoint la Commission et d'autres pourraient suivre (Commission de la mer des Sargasses, 2018).

La Commission de la mer des Sargasses est basée sur un nouveau paradigme pour la conservation des zones situées au-delà de la juridiction nationale, réunissant des parties prenantes de plusieurs pays et organisations pour traiter des questions qui ne relèvent pas des programmes nationaux. Les parties à la Convention sur la diversité biologique⁷ ont accepté que la mer des Sargasses soit incluse dans une liste d'aires marines écologiquement et biologiquement importantes (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2012). Sur cette base, en 2015, l'Organisation des

pêches de l'Atlantique Nord-Ouest a adopté des mesures de conservation en déclarant un moratoire sur le chalutage de fond sur les monts sous-marins de la mer des Sargasses dans la zone de l'organisation, ainsi que des restrictions sur les engins de pêche pour le chalutage pélagique (OPANO, 2015; Diz, 2016).

La Commission travaille à la protection de la mer des Sargasses aux côtés d'un certain nombre de gouvernements et de partenaires. En collaboration avec le secrétariat de la Convention sur la conservation des espèces migratrices appartenant à la faune sauvage⁸ et les États de l'aire de répartition qui en sont parties, la Commission travaille à la protection de l'aire de migration de l'anguille européenne dans la mer des Sargasses. Elle explore également les moyens de réglementer les impacts des activités des navires et de travailler avec la Commission internationale pour la conservation des thonidés de l'Atlantique pour utiliser la mer des Sargasses comme projet pilote sur l'approche écosystémique de la gestion des pêches (Kell et Luckhurst, 2018), ainsi qu'avec l'administration américaine pour l'aéronautique et l'espace, qui développe une imagerie satellitaire complète de la zone de la mer des Sargasses.

4. Conséquences des changements

Les changements décrits ci-dessus sont pour la plupart d'origine externe. À l'échelle mondiale, les changements climatiques affectent la température, l'acidité et la circulation des océans, ce qui entraîne à la fois des modifications dans l'écosystème des sargasses et des communautés qui en dépendent, et dans les communautés pélagiques et benthiques vivant en profondeur. Ces effets sont susceptibles de nuire au frai, à l'alimentation des larves et aux migrations des anguilles et d'autres poissons. Parallèlement au réchauffement global

de l'océan mondial, on observe une augmentation de la fréquence des vagues de chaleur marines mondiales, qui nuisent à la biodiversité et menacent de perturber les services écosystémiques dans certaines zones de l'océan (Smale et al., 2019). Le sud de la mer des Sargasses a été identifié comme une zone fortement touchée. Concentrée par les courants océaniques dans la mer des Sargasses, la majeure partie de la pollution, y compris le plastique, provient de la terre. Les populations d'anguilles sont touchées par la surpêche

⁷ Nations Unies, *Recueil des Traités*, vol. 1760, n° 30619.

⁸ *Ibid.*, vol. 1651, n° 28395

dans les zones économiques exclusives et les eaux nationales. Elles sont en outre exposées à diverses menaces pendant leur phase d'eau douce, notamment les polluants et les obstructions causées par les barrages et les centrales hydroélectriques (Hanel et al., 2019).

Les impacts des changements environnementaux mondiaux sur les océans, les prévisions futures concernant la pêche et les questions de gouvernance sont résumés dans un rapport du programme Nereus de la Nippon Foundation (2015), et les questions relatives aux océans en lien avec les objectifs de développement durable sont résumées dans un second rapport du programme Nereus de la Nippon Foundation (2017). La surveillance des changements de la température et de la chimie des océans et la compréhension de l'impact de ces changements sur les écosystèmes sont directement liées à l'objectif n° 13 sur l'action climatique et à l'objectif n° 14. Les stations des séries chronologiques en cours au large des Bermudes sont au centre de cette surveillance mondiale (Neuer et al., 2017). Les échouages massifs de sargasse sur les plages causent des problèmes socioéconomiques généralisés aux communautés locales, nuisant au tourisme, à la pêche et à la santé, et tuant les biotes, notamment les tortues et les poissons. Le coût du nettoyage des plages se chiffre en millions de dollars, et les pays touchés élaborent des plans de gestion et des technologies en vue d'en minimiser les impacts et de trouver des utilisations potentielles pour la sargasse (Milledge et Harvey, 2016; Wabnitz et al., 2019). En raison de leur impact étendu sur les humains et sur l'écologie locale et océanique, les efflorescences affectent

directement tous les objectifs. L'anguille américaine et l'anguille européenne font vivre des pêcheries importantes dans de nombreux pays des deux côtés de l'Atlantique, ainsi que des exploitations aquacoles lucratives en Asie, mais les populations de ces deux espèces se sont effondrées ces dernières années (Hanel et al., 2019; Commission des pêches marines des États de l'Atlantique, 2018). Les causes sont nombreuses et variées, et les changements écologiques et socioéconomiques affecteront également tous les objectifs.

Les changements dans les réseaux trophiques provoqués par le réchauffement de l'océan et l'augmentation de l'acidité pourraient affecter de manière significative les populations de prédateurs supérieurs, tels que les thons et les espadons grands migrateurs (Fernandes et al., 2013). Les changements causés par l'affaiblissement de la circulation de retournement de l'océan Atlantique peuvent entraîner des modifications dans la répartition des espèces (César et al., 2018). Le réchauffement, l'acidification et la désoxygénation des océans, combinés à d'autres facteurs de stress, pourraient modifier la productivité primaire, la croissance et la répartition des populations de poissons (Barange et al., 2018). Cela entraînera par ricochet des changements dans le rendement potentiel des espèces marines exploitées et des avantages économiques et sociaux qui en découlent (Gattuso et al., 2015). Ces impacts affecteront à leur tour tous les objectifs. Enfin, les impacts réels et potentiels de l'augmentation des quantités de plastique dans les océans sont bien documentés (par exemple, Beaumont et al., 2019) et affecteront tous les objectifs.

5. Perspectives

Les perspectives pour la mer des Sargasses, à court et long termes, dépendent des décisions internationales, des priorités et de la coopération. Le rôle de la mer des Sargasses est reconnu au niveau international, et parce qu'elle se trouve en haute mer, sa protection relève de la compétence de plusieurs organisations. L'éloignement et la taille de la mer font que, en termes de haute mer, elle reste relativement

intacte malgré les effets de concentration de ses courants rotatifs. Toutefois, son intégrité est menacée à la fois par les changements décrits ci-dessus et par d'autres, notamment l'augmentation de l'activité de pêche au cours des trois dernières années par quelque 28 pays, qui a été estimée en utilisant les données du système d'identification automatique (Commission de la mer des Sargasses, 2019),

et par l'augmentation des activités de transport maritime dans la région. Le développement de l'exploitation minière en eaux profondes dans les zones adjacentes à la mer des Sargasses fait peser de nouvelles menaces (Dunn et al.,

2018). La mer des Sargasses révèle les défis auxquels sont confrontés les organismes sectoriels existants pour gouverner un écosystème de haute mer de manière holistique.

Références

- Amaral-Zettler, Linda A., and others (2017). Comparative mitochondrial and chloroplast genomics of a genetically distinct form of *Sargassum* contributing to recent "Golden Tides" in the Western Atlantic. *Ecology and Evolution*, vol. 7, No. 2, pp. 516–525.
- Anonymous (2016). An assessment of the ecological importance of the Sargasso Sea to tuna and tuna-like species and ecologically associated species. *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers*, vol. 72, No. 28, pp. 2007–2015.
- Atlantic States Marine Fisheries Commission (2018). American Eel. www.asmfmc.org/species/american-eel.
- Baker, Philip, and others (2018). Potential contribution of surface-dwelling *Sargassum* algae to deep-sea ecosystems in the southern North Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 148, pp. 21–34.
- Barange, Manuel, and others (2018). Impacts of climate change on fisheries and aquaculture. *Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Beaumont, Nicola J., and others (2019). Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 142, pp. 189–195.
- Béguier-Pon, Mélanie, and others (2015). Direct observations of American eels migrating across the continental shelf to the Sargasso Sea. *Nature Communications*, vol. 6, art. 8705.
- Bermuda Atlantic Time-series Study (BATS) (n.d.). <http://bats.bios.edu>.
- Boerder, Kristina, and others (2019). Not all who wander are lost: improving spatial protection for large pelagic fishes. *Marine Policy*, vol. 105, pp. 80–90.
- Brooks, Maureen T., and others (2018). Factors controlling the seasonal distribution of pelagic *Sargassum*. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 599, pp. 1–18.
- Caesar, Levke, and others (2018). Observed fingerprint of a weakening Atlantic Ocean overturning circulation. *Nature*, vol. 556, No. 7700, p. 191.
- Carpenter, Edward J., and K.L. Smith (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, vol. 175, No. 4027, pp. 1240–1241.
- Clover, Charles (2017). *Sargassum* is weird stuff – and it gets weirder. Blue Marine Foundation. 16 May 2017. www.bluemarinefoundation.com/2017/05/16/sargassum-is-weird-stuff-and-it-gets-weirder.
- Diz, Daniela (2016). The Sargasso Sea. *International Journal of Marine and Coastal Law*, vol. 31, No. 2, pp. 359–370.
- Djakouré, Sandrine, and others (2017). On the potential causes of the recent Pelagic *Sargassum* blooms events in the tropical North Atlantic Ocean. *Biogeosciences*.
- Dunn, Daniel C., and others (2018). A strategy for the conservation of biodiversity on mid-ocean ridges from deep-sea mining. *Science Advances*, vol. 4, No. 7, eaar4313.
- Eriksen, Marcus, and others (2014). Plastic pollution in the world's oceans: more than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at sea. *PLoS One*, vol. 9, No.12, e111913.
- Eriksen, Marcus, and others (2016). Nature of plastic marine pollution in the subtropical gyres. In *Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment*, pp. 135–162. Springer.
- Fernandes, Jose A., and others (2013). Modelling the effects of climate change on the distribution and production of marine fishes: accounting for trophic interactions in a dynamic bioclimate envelope model. *Global Change Biology*, vol. 19, No. 8, pp. 2596–2607.

- Franks, James S., and others (2016). Pelagic *Sargassum* in the tropical North Atlantic. *Gulf and Caribbean Research*, vol. 27, No. 1, pp. SC6–SC11.
- Freestone, David (2015). Governance of Areas Beyond National Jurisdiction: An Unfinished Agenda of the 1982 Convention. *UNCLOS At 30*.
- Freestone, David, and Kate Killerlain Morrison (2014). The signing of the Hamilton Declaration on Collaboration for the Conservation of the Sargasso Sea: a new paradigm for high seas conservation? *International Journal of Marine and Coastal Law*, vol. 29, pp. 345–362.
- Gattuso, J.-P., and others (2015). Contrasting futures for ocean and society from different anthropogenic CO₂ emissions scenarios. *Science*, vol. 349, No. 6243, aac4722.
- Hanel, Reinhold, and others (2014). Low larval abundance in the Sargasso Sea: new evidence about reduced recruitment of the Atlantic eels. *Naturwissenschaften*, vol. 101, No. 12, pp. 1041–1054.
- Hanel, Reinhold, and others (2019). *Research for PECH Committee – Environmental, Social and Economic Sustainability of European Eel Management*. Brussels: European Parliament, Policy Department for Structural and Cohesion Policies.
- Henson, Stephanie A., and others (2016). Observing climate change trends in ocean biogeochemistry: when and where. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 4, pp. 1561–1571.
- Hu, Chuanmin, and others (2016). *Sargassum* watch warns of incoming seaweed. *Eos*, vol. 97, pp. 10–15.
- Huffard, C.L., and others (2014). Pelagic *Sargassum* community change over a 40-year period: temporal and spatial variability. *Marine Biology*, vol. 161, No. 12, pp. 2735–2751.
- International Commission for the Conservation of Atlantic Tunas (ICCAT). Access to ICCAT Statistical Databases. www.iccat.int/en/accesingdb.html.
- Johnson, Donald R., and others (2013). The *Sargassum* Invasion of the Eastern Caribbean and Dynamics of the Equatorial North Atlantic; pp. 102–103 in Proceedings of the 65th Gulf and Caribbean Fisheries Institute Conference, 5–9 November 2012. Gulf and Caribbean Fisheries Institute, Santa Marta, Colombia.
- Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) (2014). *Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: A Global Assessment*. GESAMP Reports and Studies 90.
- _____ (2016). *Sources, Fate and Effects of Microplastics in the Marine Environment: A Global Assessment*. GESAMP Reports and Studies 93.
- Kell, L., and B.E. Luckhurst (2018). Extending the indicator-based Ecosystem Report Card to the whole ecosystem; a preliminary example based on the Sargasso Sea. *ICCAT Collective Volume of Scientific Papers*, vol. 75, No. 67, pp. 258–275.
- Laffoley, D.d’A., and others (2011). The Protection and Management of the Sargasso Sea. Sargasso Sea Alliance.
- Law, Kara Lavender, and others (2010). Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, vol. 329, No. 5996, pp. 1185–1188.
- Law, K.L. (2017). Plastics in the Marine Environment. *Annual Review of Marine Science*, vol. 9, No. 1, pp. 205–229. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010816-060409>.
- Luckhurst, B.E., and Freddy Arocha (2016). Evidence of spawning in the southern Sargasso Sea of fish species managed by ICCAT – albacore tuna, swordfish and white marlin. *Collection Volume of Scientific Papers ICCAT*, vol. 72, No. 8, pp. 1949–1969.
- Luckhurst, Brian E. (2015a). A preliminary food web of the pelagic environment of the Sargasso Sea with a focus on the fish species of interest to ICCAT. *Collected Volume of Scientific Papers, International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna*, vol. 71, pp. 2913–2932.
- Luckhurst, Brian E. (2015b) Analysis of ICCAT reported catches of tuna and swordfish in the Sargasso Sea (1992–2011). *Collected Volume of Scientific Papers, International Commission for the Conservation of Atlantic Tuna*, vol. 71, pp. 2900–2912.

- Martin, Lindsay Margaret (2016). Pelagic *Sargassum* and Its Associated Mobile Fauna in the Caribbean, Gulf of Mexico, and Sargasso Sea. PhD Thesis. Texas A & M University.
- Milledge, John J., and Patricia J. Harvey (2016). Golden tides: problem or golden opportunity? The valorisation of *Sargassum* from beach inundations. *Journal of Marine Science and Engineering*, vol. 4, No. 3, art. 60.
- Miller, Michael J., and others (2015). A century of research on the larval distributions of the Atlantic eels: a re-examination of the data. *Biological Reviews*, vol. 90, No. 4, pp. 1035–1064.
- Miller, Michael J., and others (2016). Did a “perfect storm” of oceanic changes and continental anthropogenic impacts cause northern hemisphere anguillid recruitment reductions? *ICES Journal of Marine Science*, vol. 73, No. 1, pp. 43–56.
- Miller, Michael J., and others (2019). Spawning by the European eel across 2000 km of the Sargasso Sea. *Biology Letters*, vol. 15, No. 4, 20180835.
- Munk, Peter, and others (2010). Oceanic fronts in the Sargasso Sea control the early life and drift of Atlantic eels. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 277, No. 1700, pp. 3593–3599.
- Neuer, Susanne, and others (2017). Monitoring Ocean Change in the 21st Century. *Eos*, vol. 98. <https://eos.org/features/monitoring-ocean-change-in-the-21st-century>.
- Nippon Foundation-Nereus Programme (2015). *Predicting Future Oceans : Climate Change, Oceans & Fisheries*.
- _____ (2017). *Oceans and the Sustainable Development Goals: Co-Benefits, Climate Change & Social Equity*.
- Northwest Atlantic Fisheries Organization (NAFO) (2015). Report of the Fisheries Commission and its Subsidiary Body (STACTIC), 37th Annual Meeting of NAFO, 21–25 September 2015, Halifax, Canada. NAFO/FC Doc. 15/23.
- O'Brien, T.D., and others (2017). *What Are Marine Ecological Time Series Telling Us about the Ocean? A Status Report*. IOC-UNESCO. IOC Technical Series 129.
- Parr, Albert Eide (1939). Quantitative observations on the pelagic *Sargassum* vegetation of the western North Atlantic with preliminary discussion of morphology and relationships. *Bulletin of the Bingham Oceanographic Collection*, vol. 7, pp. 1–94.
- Pendleton, L., and others (2015). *Assessing the economic contribution of marine and coastal ecosystem services in the Sargasso Sea*. Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Report NI R 14-05. Durham, North Carolina, United States: Duke University.
- Putnam, Nathan F., and others (2018). Simulating transport pathways of pelagic *Sargassum* from the Equatorial Atlantic into the Caribbean Sea. *Progress in Oceanography*, vol. 165, pp. 205–214.
- Righton, David, and others (2016). Empirical observations of the spawning migration of European eels: the long and dangerous road to the Sargasso Sea. *Science Advances*, vol. 2, No. 10, e1501694.
- Rousseau, Yannick, and others (2019). Evolution of global marine fishing fleets and the response of fished resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 116, No. 25, pp. 12238–12243.
- Sargasso Sea Commission (2018). www.sargassoseacommission.org/about-the-commission/hamilton-declaration.
- Sargasso Sea Commission (2019). www.sargassoseacommission.org/storage/Strengthening_Stewardship_of_the_Sargasso_Sea.pdf.
- Schell, Jeffrey M., and others (2015). Recent *Sargassum* inundation events in the Caribbean: shipboard observations reveal dominance of a previously rare form. *Oceanography*, vol. 28, No. 3, pp. 8–11.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity (2012). UNEP/CBD/CoP/11/35.
- Sehein, Taylor, and others (2014). Connectivity in the slender *Sargassum* shrimp (*Latreutes fucorum*): implications for a Sargasso Sea protected area. *Journal of Plankton Research*, vol. 36, No. 6, pp. 1408–1412.
- Smale, Dan A., and others (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature Climate Change*, vol. 9, No. 4, p. 306.

- Tetu, Sasha G., and others (2019). Plastic leachates impair growth and oxygen production in *Prochlorococcus*, the ocean's most abundant photosynthetic bacteria. *Communications Biology*, vol. 2, No. 1, art. 184.
- United Nations (2017). Chapter 50: Sargasso Sea. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Wabnitz, Colette, and others(2019). The Sargassum Mass-Bloom of 2018. *Nereus Program - The Nippon Foundation* (blog). <https://nereusprogram.org/works/the-sargassum-mass-bloom-of-2018>.

