

Segunda
**Evaluación
Mundial
de los Océanos**

EVALUACIÓN MUNDIAL DE LOS OCÉANOS II

Volumen I



Naciones Unidas

Foto de la cubierta: Yung-Sen Wu
Día Mundial de los Océanos Competencia de fotografía de las Naciones Unidas

Publicación de las Naciones Unidas

eISBN: 978-92-1-604008-6

Copyright © Naciones Unidas, 2021
Reservados todos los derechos
Impreso en las Naciones Unidas, Nueva York

Prólogo

del Secretario General

Este último año ha traído consigo desafíos sin precedentes. La pandemia de enfermedad por coronavirus (COVID-19) ha trastocado muchas vidas y medios de subsistencia y ha puesto de manifiesto la fragilidad de nuestras sociedades. Por desgracia, la pandemia no es la única crisis que afronta la humanidad. El cambio climático y la pérdida de biodiversidad siguen adelante y ponen en peligro el desarrollo sostenible y nuestra viabilidad como especie. Estos desafíos quedan patentes en particular al observar el estado del sistema en que se sustenta la vida, a saber: el océano.

En 2015, la primera Evaluación Mundial de los Océanos advirtió de que muchas zonas oceánicas estaban gravemente degradadas y de que la mayor amenaza para el océano era no reducir las numerosas presiones generadas por las actividades humanas. El mensaje de la segunda Evaluación Mundial de los Océanos es que la situación no ha mejorado y que los múltiples beneficios que reporta el océano están en riesgo. En la Evaluación se afirma que, a fin de lograr la sostenibilidad, debemos trabajar juntos para mejorar la gestión integrada de los océanos, entre otras cosas mediante investigaciones conjuntas, el desarrollo de la capacidad y el intercambio de datos, información y tecnología.

El océano es crucial para los Objetivos de Desarrollo Sostenible y los medios de subsistencia de miles de millones de personas. Es urgente que cambiemos la manera en que interactuamos con él. El Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible y el Decenio de las Naciones Unidas sobre la Restauración de los Ecosistemas, que apenas acaban de comenzar, nos brindarán la oportunidad de ampliar nuestros conocimientos y reparar los daños que ya hemos causado. La información que se recoge en la segunda Evaluación puede ayudar en este proceso y servir de base para las conferencias intergubernamentales pertinentes programadas para 2021.

Insto a los dirigentes y a todos los interesados a que atiendan las advertencias que figuran en la Evaluación al trabajar para conservar y gestionar sosteniblemente el medio marino de nuestro planeta. Promovamos no solo una recuperación verde, sino también una recuperación azul, tras la pandemia de COVID-19.

ANTÓNIO GUTERRES

Resumen

En sus resoluciones 57/141 y 58/240, la Asamblea General decidió establecer un proceso ordinario en el marco de las Naciones Unidas para la presentación de informes y la evaluación del estado del medio marino a escala mundial, incluidos los aspectos socioeconómicos, tanto actuales como previsibles, sobre la base de las evaluaciones regionales existentes. En su resolución 71/257, la Asamblea recordó que en el primer ciclo el Proceso Ordinario se había centrado en el establecimiento de una base de referencia y decidió que en el segundo ciclo se extendiera a la evaluación de tendencias y la detección de carencias. El programa de trabajo para el período 2017-2020 del segundo ciclo del Proceso Ordinario comprendía la elaboración, por parte del Grupo de Expertos del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos, de la segunda *Evaluación Mundial de los Océanos*, tomando como punto de partida la base de referencia establecida en la Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial (primera *Evaluación Mundial de los Océanos*). En su resolución 72/73, la Asamblea decidió que el Grupo de Expertos debía llevar a cabo una evaluación única y exhaustiva. El presente documento ha sido elaborado por el Grupo de Expertos de acuerdo con esas decisiones.

Descargo de responsabilidad

El presente documento ha sido elaborado por el Grupo de Expertos del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos, que es responsable del contenido de la publicación. Los miembros del Grupo de Expertos y la reserva de expertos que participaron en la redacción de la segunda *Evaluación Mundial de los Océanos* lo hicieron a título personal. Los miembros del Grupo y la reserva no representan a ningún Gobierno ni a ninguna otra autoridad u organización.

Las denominaciones, incluidos los nombres geográficos, empleadas en la presente publicación y la forma en que aparecen presentados los datos, como las citas, los mapas y la bibliografía, no entrañan, de parte de las Naciones Unidas, juicio alguno sobre el nombre o la condición jurídica de ninguno de los países, territorios, ciudades o zonas citados o de sus autoridades, ni respecto del trazado de sus fronteras o límites, y no cuentan necesariamente con la aprobación o aceptación oficial de las Naciones Unidas. La presentación de información dimanante de medidas y decisiones adoptadas por los Estados no supone que las Naciones Unidas aprueben, acepten o reconozcan oficialmente esas medidas y decisiones, y tal información se incluye sin perjuicio de la postura de los distintos Estados Miembros de las Naciones Unidas.

Prefacio

La Asamblea General creó el Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos, con el objetivo de disponer de una panorámica exhaustiva de los océanos y la relación entre estos y las personas que abarcara todos los aspectos ambientales sociales y económicos. Esta panorámica sería la base de las numerosas decisiones que se han de tomar en este ámbito a nivel internacional, nacional y local en aras del desarrollo sostenible. La primera *Evaluación Mundial de los Océanos* concluyó en 2015 y constituyó un gran avance hacia ese objetivo.

Con un objetivo tan ambicioso, era inevitable no solo que algunos aspectos no se trataran íntegramente en ese primer producto del Proceso Ordinario, sino también que, a medida que pasaba el tiempo, hubiera que actualizar esa evaluación, que abarca solo hasta 2015. Por lo tanto, la Asamblea General dispuso que se llevaran a cabo nuevas evaluaciones integradas del medio marino a escala mundial para registrar la evolución con respecto a la base de referencia, plasmada en la primera Evaluación, y, cuando fuera posible, mostrar las tendencias. En 2016 decidió que se prepararía una segunda evaluación amplia para finales de 2020.

En este volumen figura la segunda *Evaluación Mundial de los Océanos*, en la que se brinda más información sobre determinados aspectos de los océanos y su relación con las personas —por ejemplo, se incluyen evaluaciones específicas sobre las llanuras abisales y los hidratos marinos— y se tratan en el mismo capítulo cuestiones que en la primera Evaluación se trataron de manera independiente, como la situación de las especies de peces y la infraestructura marina.

Al igual que en el caso de la primera Evaluación, elaborar la presente Evaluación ha sido una tarea ingente, que se ha llevado a cabo básicamente gracias a los esfuerzos voluntarios de cientos de expertos de numerosos ámbitos con el apoyo del presupuesto ordinario de las Naciones Unidas. Como en la ocasión anterior, para el Grupo de Expertos del Proceso

Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos, ha sido un privilegio organizar esta Evaluación, contribuir a ella y finalizarla. De nuevo, han proporcionado un apoyo crucial la Secretaría, en particular la División de Asuntos Oceánicos y del Derecho del Mar, varias organizaciones internacionales y diversos Estados Miembros de las Naciones Unidas, que se detallan en el capítulo 2. El Grupo de Expertos agradece las contribuciones de todas estas personas e instituciones pero, de acuerdo con el mandato y los métodos de trabajo aprobados por la Asamblea General, el Grupo es el responsable último del texto final.

La mayor parte del texto se escribió antes de que comenzara la pandemia enfermedad por coronavirus (COVID-19). Si bien se tratan en cierta medida los efectos de la pandemia (por ejemplo, en las secciones del capítulo 8A relativas a la pesca, el transporte marítimo y el turismo), el impacto global de la pandemia en las interacciones de las personas con los océanos todavía se está determinando y tendrá que estudiarse plenamente en el tercer ciclo del Proceso Ordinario. No obstante, los océanos y los servicios que estos prestan serán clave para la recuperación tras la pandemia. Se espera que la información que figura en la presente Evaluación contribuya a ese proceso.

Al igual que la primera Evaluación, de acuerdo con las directrices aprobadas por la Asamblea General esta Evaluación tampoco contiene análisis de políticas ni recomendaciones. Por lo tanto, corresponde a los Gobiernos y a las autoridades internacionales competentes decidir qué medidas tomar a la luz de las evaluaciones realizadas en el marco del Proceso Ordinario

RENISON RUWA y ALAN SIMCOCK

Coordinadores Conjuntos

del Grupo de Expertos del Proceso Ordinario

JÖRN SCHMIDT

Miembro del Grupo de Expertos del Proceso Ordinario,
en apoyo de los Coordinadores Conjuntos

Índice

Volumen I

	<i>Página</i>
Prólogo del Secretario General	iii
Resumen	v
Prefacio	vii
Parte uno: Resumen	1
Capítulo 1: Resumen general	3
Ideas clave	5
1. Introducción	5
2. Fuerzas motrices	6
3. Limpieza de los océanos	7
4. Protección de los ecosistemas marinos	10
5. Comprensión de los océanos en pro del desarrollo sostenible	13
6. Promoción de la seguridad en relación con los océanos	15
7. Obtención de alimentos sostenibles de los océanos	17
8. Utilización económica sostenible de los océanos	20
9. Aplicación eficaz del derecho internacional recogido en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar	22
Parte dos: Introducción	41
Capítulo 2: Enfoque de la evaluación	43
Ideas clave	45
1. Propósito de la segunda <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	45
2. Principales destinatarios y marco de la segunda <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	46
3. Preparación de la segunda <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	47
4. Terminología	48
5. Agradecimientos	49
Bibliografía	49
Capítulo 3: Comprensión científica de los océanos	51
Ideas clave	53
1. Introducción	53
2. Descripción de los cambios registrados en los datos, la tecnología y los modelos desde la publicación de la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i> y consecuencias para la comprensión general de los océanos, incluidas las consecuencias socioeconómicas	54

	<i>Página</i>
3. Principales cambios y consecuencias regionales.	55
4. Perspectivas de la comprensión científica de los océanos.	60
5. Principales carencias pendientes en materia de conocimientos	60
6. Principales carencias pendientes en materia de creación de capacidad	61
Bibliografía	62
Parte tres: Fuerzas motrices de los cambios en el medio marino	69
Capítulo 4: Fuerzas motrices	71
Ideas clave.	73
1. Introducción	73
2. Fuerzas motrices de los cambios del medio marino	75
3. Cuestiones clave específicas de las regiones o aspectos asociados a las fuerzas motrices	79
4. Perspectivas	81
5. Otras carencias principales en materia de conocimientos y creación de capacidad	82
Bibliografía	83
Parte cuatro: Estado actual del medio ambiente marino y sus tendencias.	87
Capítulo 5: Tendencias del estado físico y químico de los océanos.	89
Ideas clave.	91
1. Introducción	91
2. Estado físico y químico de los océanos	93
3. Lagunas de conocimientos	106
4. Resumen	108
Bibliografía	110
Capítulo 6: Tendencias de la biodiversidad de los principales taxones de la biota marina	119
Introducción	121
Capítulo 6A: Plancton (fitoplancton, zooplancton, microbios y virus).	123
Ideas clave.	125
1. Introducción	125
2. Resumen del capítulo 6 de la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	126
3. Regiones analizadas en la presente <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	127
4. Estimación de la diversidad del plancton	128
5. Plancton microbiano	129
6. Zooplancton de metazoos	132
7. Tendencias documentadas	133
8. Perspectivas	137
Bibliografía	138
Capítulo 6B: Invertebrados marinos.	151
Ideas clave.	153

	<i>Página</i>
1. Introducción	153
2. Resumen de la situación descrita en la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	153
3. Descripción de los cambios ambientales (2010-2020)	154
4. Respuestas internacionales y gubernamentales.	161
5. Consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible pertinentes y contribución al cumplimiento de la Meta 11 de Aichi para la Diversidad Biológica	163
6. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos y creación de capacidad	164
Bibliografía	164
Adición del Grupo de Expertos del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos	169
Bibliografía	170
Capítulo 6C: Peces	171
Ideas clave.	173
1. Introducción	173
2. Cambios documentados en la biodiversidad ictiológica	175
3. Consecuencias de los cambios en la biodiversidad para las comunidades, las economías y el bienestar humano.	179
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	179
5. Perspectivas	182
Bibliografía	183
Capítulo 6D: Mamíferos marinos	187
Ideas clave.	189
1. Introducción	189
2. Cetáceos	191
3. Pinnípedos	194
4. Sirenios	196
5. Nutrias y osos polares.	196
6. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	197
7. Perspectivas	198
8. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos	199
9. Principales carencias que persisten en materia de creación de capacidad	200
Bibliografía	200
Capítulo 6E: Reptiles marinos	205
Ideas clave.	207
1. Introducción	207

	<i>Página</i>
2. Estado de conservación de los reptiles marinos.....	207
3. Tendencias regionales	209
4. Amenazas	212
5. Consecuencias económicas y sociales de los cambios en las poblaciones de reptiles marinos	214
6. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad ..	214
Bibliografía	215
Capítulo 6F: Aves marinas	223
Ideas clave.....	225
1. Introducción	225
2. Descripción de los cambios ambientales observados (entre 2010 y 2020) ...	226
3. Consecuencias de los cambios en las poblaciones de aves marinas para las comunidades, las economías y el bienestar humano.	229
4. Perspectivas.....	230
5. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos	232
6. Principales carencias que persisten en materia de creación de capacidad	232
Bibliografía	232
Capítulo 6G: Plantas marinas y macroalgas	237
Ideas clave.....	239
1. Introducción	239
2. Manglares	239
3. Plantas de marismas.....	241
4. Praderas submarinas	242
5. Macroalgas	245
6. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	253
7. Principales carencias que aún persisten en materia de conocimientos y creación de capacidad	254
8. Perspectivas.....	254
Bibliografía	255
Capítulo 7: Tendencias en la situación de la biodiversidad de los hábitats marinos	249
Introducción	251
Capítulo 7A: Zona intermareal.....	253
Ideas clave.....	255
1. Introducción	255
2. Descripción de los cambios ambientales ocurridos entre 2010 y 2020.....	258
3. Consecuencias económicas y sociales	259
4. Principales cambios y consecuencias regionales.....	259
5. Perspectivas.....	260
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	261

	<i>Página</i>
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	261
Bibliografía	262
Capítulo 7B: Arrecifes biogénicos y sustratos costeros arenosos, fangosos y rocosos	265
Ideas clave	267
1. Introducción	267
2. Cambios documentados en la situación de los arrecifes biogénicos y los sustratos costeros arenosos, fangosos y rocosos	270
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	274
4. Principales cambios y consecuencias regionales	276
5. Perspectivas	278
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	279
Bibliografía	280
Capítulo 7C: Atolones y lagunas insulares	287
Ideas clave	289
1. Introducción	289
2. Cambios documentados en el estado de los atolones y lagunas insulares ...	290
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	293
4. Principales cambios y consecuencias regionales	294
5. Perspectivas	295
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	296
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	297
Bibliografía	297
Capítulo 7D: Arrecifes de coral tropicales y subtropicales	305
Ideas clave	307
1. Introducción	307
2. Descripción de cambios ambientales ocurridos entre 2010 y 2020	308
3. Descripción de consecuencias económicas y sociales y de otros cambios económicos o sociales	309
4. Principales cambios y consecuencias regionales	310
5. Perspectivas	312
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	313
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	314
Bibliografía	314
Capítulo 7E: Corales de aguas frías	321
Ideas clave	323
1. Introducción y resumen de la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i> ...	323
2. Descripción de cambios ambientales ocurridos entre 2010 y 2020	324

	<i>Página</i>
3. Consecuencias económicas y sociales	329
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	330
5. Perspectivas	331
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	331
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad . . .	332
Bibliografía	333
Capítulo 7F: Estuarios y deltas	339
Ideas clave.	341
1. Introducción	341
2. Cambios documentados en la situación de los estuarios y los deltas	342
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	344
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	346
5. Perspectivas	346
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	347
Bibliografía	348
Capítulo 7G: Praderas submarinas	353
Ideas clave.	355
1. Introducción	355
2. Consecuencias socioeconómicas.	356
3. Cambios regionales.	357
4. Perspectivas	358
5. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	359
6. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad . . .	360
Bibliografía	362
Capítulo 7H: Manglares	365
Ideas clave.	367
1. Introducción	367
2. Cambios documentados en la situación de los manglares entre 2010 y 2020. .	368
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	370
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	372
5. Perspectivas	373
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	373
Bibliografía	374
Capítulo 7I: Marismas.	381
Ideas clave.	383

	<i>Página</i>
1. Introducción	383
2. Descripción de los cambios observados en el medio ambiente entre 2010 y 2020	385
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar de los seres humanos	386
4. Cambios y consecuencias clave específicos de las regiones	386
5. Perspectivas	387
6. Principales carencias de conocimientos	388
7. Principales carencias en materia de creación de capacidad	389
Bibliografía	390
Capítulo 7J: Taludes continentales y cañones submarinos	395
Ideas clave	397
1. Introducción	397
2. Avances en la comprensión de los taludes y cañones	400
3. Servicios y beneficios ecosistémicos en los taludes y cañones	405
4. Impacto de las actividades humanas	406
5. Principales carencias de conocimientos	407
6. Principales carencias en materia de creación de capacidad	408
Bibliografía	409
Capítulo 7K: Hielo de altas latitudes	423
Ideas clave	425
1. Introducción	425
2. Descripción de los cambios observados en el medio ambiente entre 2010 y 2020	426
3. Consecuencias económicas y sociales	431
4. Perspectivas	432
5. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad	433
Bibliografía	434
Capítulo 7L: Montes y pináculos submarinos	439
Ideas clave	441
1. Introducción	441
2. Descripción de cambios de los conocimientos ocurridos entre 2010 y 2020	442
3. Descripción de los cambios económicos y sociales	443
4. Investigaciones clave específicas de las regiones en los últimos años	444
5. Perspectivas	446
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	447
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad	448
Bibliografía	448

	<i>Página</i>
Capítulo 7M: Llanuras abisales	455
Ideas clave	457
1. Introducción	457
2. Cambio de las líneas de base y documentación del estado y el cambio de la biodiversidad abisal	458
3. Principales presiones naturales y antropógenas	467
4. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	469
5. Perspectivas	471
6. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos	472
Bibliografía	472
Capítulo 7N: Mar abierto	481
Ideas clave	483
1. Introducción	483
2. Cambios ambientales ocurridos en el mar abierto desde 2010	485
3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano	488
4. Principales cambios y consecuencias regionales	490
5. Perspectivas	491
6. Principales carencias pendientes en materia de conocimientos y creación de capacidad	492
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	492
Bibliografía	492
Capítulo 7O: Dorsales, mesetas y fosas	499
Ideas clave	501
1. Introducción y resumen de la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i> ...	501
2. Descripción de los cambios ambientales observados entre 2010 y 2020	503
3. Descripción de los cambios económicos y sociales registrados entre 2010 y 2020	506
4. Principales cambios y consecuencias regionales	509
5. Perspectivas	510
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	511
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	512
Bibliografía	512
Capítulo 7P: Respiraderos hidrotermales y rezumaderos fríos	517
Ideas clave	519
1. Introducción	519
2. Cambios ambientales registrados desde la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	522
3. Consecuencias económicas y sociales	524

	<i>Página</i>
4. Principales cambios y consecuencias regionales.....	526
5. Perspectivas.....	528
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos.....	528
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	529
Bibliografía.....	529
Capítulo 7Q: Mar de los Sargazos.....	537
Ideas clave.....	539
1. Introducción.....	539
2. Cambios en la situación.....	540
3. Institutional arrangements.....	543
4. Consecuencias de los cambios.....	544
5. Perspectivas.....	545
Bibliografía.....	546

Volumen II

Capítulo 8: Tendencias en la relación de la sociedad con los océanos.....	1
Capítulo 8A: Comunidades costeras e industrias marítimas.....	3
Ideas clave.....	5
1. Introducción.....	5
2. Comunidades costeras.....	6
3. Pesca de captura, marisqueo y acuicultura.....	9
4. Transporte marítimo.....	10
5. Explotación minera de los fondos marinos.....	15
6. Exploración y extracción de hidrocarburos mar adentro.....	15
7. Turismo y actividades recreativas.....	15
8. Recursos genéticos marinos.....	20
9. Energía renovable marina.....	21
10. Desalinización.....	21
11. Producción de sal.....	22
12. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad..	23
13. Perspectivas.....	24
Bibliografía.....	24
Capítulo 8B: Efectos de los océanos en la salud.....	31
Ideas clave.....	33
1. Introducción.....	33
2. Aspectos generales de la relación entre la salud humana y los océanos.....	33
3. Salud de las comunidades costeras en comparación con las interiores.....	39
4. Efectos de la exposición al agua de mar contaminada.....	39

	<i>Página</i>
5. Problemas de salud causados por alimentos procedentes del mar	42
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	44
7. Perspectivas	45
Bibliografía	45
Parte cinco: Tendencias relativas a las presiones sobre el medio marino	53
Capítulo 9: Presiones derivadas de los cambios climáticos y atmosféricos	55
Ideas clave	57
1. Introducción	57
2. Presiones climáticas: episodios climáticos extremos y presiones derivadas de cambios en las propiedades físicas y químicas de los océanos	58
3. Creación de capacidad: Red Mundial de Observación de la Acidificación de los Océanos y Red Mundial de Oxígeno Oceánico	68
4. Resumen	69
Bibliografía	70
Capítulo 10: Cambios en las aportaciones de nutrientes al medio marino	77
Ideas clave	79
1. Introducción	79
2. Situación presentada en la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	81
3. Patrones y tendencias a escala mundial	82
4. Patrones y tendencias regionales	85
5. Perspectivas	92
Bibliografía	92
Capítulo 11: Cambios en las aportaciones líquidas y atmosféricas al medio marino desde la tierra (incluidas las aguas subterráneas), los buques y las instalaciones mar adentro	101
Ideas clave	103
1. Introducción	104
2. Situación registrada en la primera <i>Evaluación Mundial de los Océanos</i>	104
3. Contaminantes orgánicos persistentes, incluida la escorrentía debida al uso de plaguicidas agrícolas	105
4. Metales	113
5. Sustancias radiactivas	123
6. Productos farmacéuticos y de higiene personal	128
7. Contaminantes atmosféricos (óxidos de nitrógeno, óxidos de azufre)	133
8. Hidrocarburos procedentes de fuentes terrestres, buques e instalaciones mar adentro, incluidos los mecanismos para responder a derrames y descargas ..	134
9. Otras sustancias utilizadas y desechadas en instalaciones mar adentro	136
10. Relación con los Objetivos de Desarrollo Sostenible	137
11. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	138

	<i>Página</i>
12. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad . . .	140
Bibliografía	141
Capítulo 12: Cambios de la introducción y la distribución de desechos sólidos, excepto los materiales de dragado, en el medio marino	153
Ideas clave.	155
1. Actividades que producen basura marina, incluidos plásticos, aparejos de pesca abandonados, micropartículas y nanopartículas, y estimaciones de las fuentes en tierra, buques e instalaciones mar adentro	155
2. Vertidos en el mar, incluidos los desperdicios procedentes de buques y los fangos cloacales	175
Bibliografía	181
Capítulo 13: Cambios de la erosión y la sedimentación.	189
Ideas clave.	191
1. Introducción	191
2. Cambios del estado de erosión y sedimentación de las costas.	192
3. Consecuencias de los cambios en las comunidades, las economías y el bienestar humano	197
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	197
5. Perspectivas	199
6. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos y creación de capacidad	200
Bibliografía	200
Capítulo 14: Cambios de la infraestructura litoral y marina.	207
Ideas clave.	209
1. Introducción	209
2. Cambio documentado del estado de las infraestructuras marinas y costeras	210
3. Consecuencias de los cambios en las comunidades, las economías y el bienestar humano	213
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	214
5. Perspectivas.	216
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	218
Bibliografía	218
Capítulo 15: Cambios en la pesca de captura y en la recolección de invertebrados marinos silvestres	221
Ideas clave.	223
1. Introducción	223
2. Disparidades entre las capturas y los desembarques, Objetivos de Desarrollo Sostenible y pesca en pequeña escala	227
3. Desembarques de invertebrados	231
4. Niveles de capturas incidentales y efectos secundarios	231

	<i>Página</i>
5. Pérdidas posteriores a la captura	231
6. Potencial de mejoramiento de las pesquerías.....	232
7. Uso de proteínas y aceites marinos en la agricultura y la acuicultura	232
8. Pesca ilegal, no declarada y no reglamentada	232
9. Perspectivas.....	234
10. Principales carencias de conocimientos	234
11. Principales carencias en materia de creación de capacidad.....	235
Bibliografía	235
Capítulo 16: Cambios en la acuicultura	243
Ideas clave.....	245
1. Situación actual y mejoras principales	245
2. Acuicultura y medio ambiente	248
3. Acuicultura y sociedad	249
4. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	250
5. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad ...	250
6. Perspectivas.....	251
Bibliografía	252
Capítulo 17: Cambios en la recolección y utilización de algas marinas	255
Ideas clave.....	257
1. Introducción	257
2. Cambios documentados en el estado de la producción y utilización de las algas marinas (2012–2017)	258
3. Consecuencias de los cambios en la recolección y utilización de algas marinas para las comunidades, las economías y el bienestar humano.....	261
4. Principales cambios y consecuencias regionales.....	262
5. Perspectivas.....	262
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	263
Bibliografía	263
Capítulo 18: Cambios en la explotación minera de los fondos marinos.....	257
Ideas clave.....	259
1. Introducción	259
2. Cambios en la escala y la importancia de la explotación minera de los fondos marinos	262
3. Aspectos ambientales.....	271
4. Repercusiones económicas y sociales.....	275
5. Necesidades en materia de creación de capacidad.....	278
Bibliografía	279
Capítulo 19: Cambios en la exploración y extracción de hidrocarburos.....	283
Ideas clave.....	285

	<i>Página</i>
1. Introducción	285
2. Exploración y producción de hidrocarburos y desmantelamiento mar adentro	287
3. Aspectos económicos, sociales y ambientales de la exploración y la producción de hidrocarburos y el desmantelamiento mar adentro	290
4. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad.	292
5. El sector de la explotación de hidrocarburos mar adentro como factor que impulsa el sector de la energía renovable marina.	294
6. Conclusion	295
Bibliografía	295
Capítulo 20: Tendencias en la aportación de ruido antropógeno al medio marino.	299
Ideas clave.	301
1. Introducción	301
2. Descripción de la situación ambiental	302
3. Descripción de las consecuencias económicas y sociales y otros cambios económicos o sociales	310
4. Principales cambios y consecuencias regionales.	310
5. Perspectivas	312
6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos	314
7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad	315
Bibliografía	316
Capítulo 21: Novedades en el ámbito de las fuentes de energía renovable.	323
Ideas clave.	325
1. Introducción	325
2. Estado de la energía renovable marina a nivel mundial	326
3. Posibles impactos ambientales del desarrollo de la energía renovable marina	331
4. Beneficios e impactos socioeconómicos del despliegue de energía renovable marina	334
5. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad	336
6. Tendencias previstas.	338
Bibliografía	339
Capítulo 22: Especies invasoras.	345
Ideas clave.	347
1. Introducción	347
2. Situación de referencia documentada y cambios en las especies no autóctonas	349
3. Consecuencias para las comunidades, las economías y el bienestar humano	350
4. Principales datos de referencia, cambios y consecuencias regionales.	352
5. Perspectivas	356
6. Otros	358

	<i>Página</i>
Bibliografía	359
Capítulo 23: Novedades en la exploración y utilización de los recursos genéticos marinos	365
Ideas clave	367
1. Introducción	367
2. Tendencias registradas entre 2010 y 2020	368
3. Consecuencias y cambios económicos y sociales	372
4. Principales novedades regionales en materia de conocimientos y consecuencias	373
5. Carencias en materia de creación de capacidad	373
6. Retos metodológicos y tendencias futuras	375
7. Recursos genéticos marinos y Objetivos de Desarrollo Sostenible	376
Bibliografía	378
Capítulo 24: Los hidratos marinos: una posible cuestión emergente.	383
Ideas clave	385
1. Introducción	385
2. ¿Qué son los hidratos marinos?	385
3. Riesgos que pueden plantear los hidratos de metano marinos	388
4. Los hidratos marinos como fuente de energía	390
5. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad ..	392
6. Perspectivas	392
Bibliografía	392
Capítulo 25: Efectos acumulativos.	397
Ideas clave	399
1. Introducción	399
2. Evaluaciones de los efectos acumulativos	400
3. Aplicaciones regionales de las evaluaciones de los efectos acumulativos en el medio marino: distribución y enfoques	404
4. Perspectivas	408
Bibliografía	415
Parte seis: Tendencias de los enfoques de gestión del medio marino.	423
Capítulo 26: Evolución de la planificación espacial marina.	425
Ideas clave	427
1. Introducción	427
2. Planificación espacial marina	428
3. Planificación espacial marina: un enfoque gradual para la gestión basada en los ecosistemas	429
4. Instrumentos de la planificación espacial marina	430
5. Avances en la aplicación de la planificación espacial marina	432

	<i>Página</i>
Bibliografía	438
Capítulo 27: Novedades en los enfoques de gestión	443
Ideas clave	445
1. Introducción	445
2. Enfoques de gestión	446
3. Avances en los enfoques de gestión de los océanos	451
4. Mecanismos de gestión para apoyar la mitigación del cambio climático y la adaptación a él, incluido el fomento de la resiliencia	461
5. Cuestiones clave relativas a regiones concretas	462
6. Creación de capacidad	463
7. Carencias y perspectivas de futuro	465
8. Perspectivas	466
Bibliografía	467
Capítulo 28: Novedades en la comprensión de los beneficios globales de los océanos para la humanidad	473
Ideas clave	475
1. Introducción	475
2. Beneficios y distribución de estos	480
3. Perjuicios para el ser humano	481
4. Amenazas para los servicios prestados por los ecosistemas oceánicos	481
5. Salvaguardar los beneficios oceánicos mediante la cooperación regional e internacional y la mejora de la aplicación del derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar	482
Bibliografía	485
Anexos	489
Anexo I: Miembros originales de los equipos de redacción aprobada por la Mesa	491
Anexo II: Revisores nominados para cada capítulo	499

Parte uno

Resumen

Capítulo 1

Resumen general

Contribuidores: Maria João Bebianno, Hilconida Calumpong, Sanae Chiba, Karen Evans, Carlos García Soto, Osman Keh Kamara, Enrique Marschoff, Essam Yassin Mohammed, Henn Ojaveer, Chul Park, Ylenia Randrianarisoa, Renison Ruwa (miembro principal), Jörn Schmidt, Alan Simcock (miembro principal), Anastasia Strati, Joshua Tuhumwire, Ca Thanh Vu, Juying Wang y Tymon Zielinski (Grupo de Expertos del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos).

Ideas clave

- La comprensión de los océanos sigue mejorando. Las innovaciones en los sensores y las plataformas de observación autónomas han generado un aumento considerable de la observación de los océanos. Se han ampliado los programas de observación regionales, que están mejor coordinados e integrados.
- Algunas respuestas de mitigación o reducción de las presiones y sus impactos asociados sobre los océanos han mejorado desde la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*¹. Dichas respuestas abarcan ampliar y aplicar los marcos de gestión para conservar el medio marino, con iniciativas como crear áreas marinas protegidas y, en algunas regiones, mejorar la gestión de la contaminación y la ordenación de la pesca. Sin embargo, muchas presiones derivadas de la actividad humana continúan degradando los océanos, en particular hábitats importantes, como los manglares y los arrecifes de coral. Entre esas presiones se cuentan las asociadas al cambio climático, la pesca no sostenible, incluida la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada, la introducción de especies invasoras, la contaminación atmosférica causante de la acidificación y la eutrofización, el aporte excesivo de nutrientes y sustancias peligrosas, como los plásticos, los microplásticos y los nanoplásticos, el aumento del ruido antropógeno y la mala gestión del desarrollo de las zonas costeras y la extracción de recursos naturales.
- Siguen sin cuantificarse los impactos de las presiones y sus efectos acumulativos. El hecho de que, en general, no se haya conseguido gestionar la utilización humana de las costas y los océanos de forma integrada pone en mayor riesgo los beneficios que las personas obtienen de los océanos en cuanto a la inocuidad y la seguridad alimentarias, el suministro de materiales, la salud y el bienestar humanos, la seguridad costera y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos clave, entre otras cuestiones.
- Mejorar la gestión de la utilización humana de los océanos para asegurar la sostenibilidad precisará mejorar la coordinación y la cooperación para crear capacidad en las regiones que carecen de ella, innovar en el ámbito de la tecnología marina, integrar los sistemas de observación multidisciplinarios, poner en práctica la gestión y la planificación integradas y ampliar el acceso a las tecnologías y los conocimientos oceánicos y su puesta en común.
- La pandemia de enfermedad por coronavirus (COVID-19) está teniendo importantes repercusiones en muchas actividades humanas realizadas en los océanos. El impacto de la pandemia en la interacción humana con los océanos todavía no se ha analizado íntegramente.

1. Introducción

Los océanos cubren más del 70 % de la superficie del planeta y constituyen el 95 % de la biosfera. Los cambios que se producen en los océanos afectan a los sistemas meteorológicos que influyen en los ecosistemas tanto terrestres como marinos. Los océanos y sus ecosistemas también aportan importantes beneficios a la comunidad global en esferas como

la regulación del clima, la protección costera, la alimentación, el empleo, las actividades recreativas y el bienestar cultural. Dichos beneficios dependen en gran medida del mantenimiento de los procesos oceánicos, la biodiversidad marina y los servicios ecosistémicos conexos.

¹ Naciones Unidas, *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I* (Cambridge, Cambridge University Press, 2017).

Preocupados por el deterioro de los océanos, los Estados Miembros de las Naciones Unidas, por conducto de la Asamblea General, establecieron el Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos. El propósito del Proceso Ordinario es evaluar el estado de los océanos del planeta, los servicios que prestan y las actividades humanas que influyen en su estado. La primera *Evaluación Mundial de los Océanos* finalizó en 2015. En ella se concluyó que muchas partes de los océanos habían sufrido un grave deterioro y que, si no se solucionaban, los problemas que se describían desencadenarían un ciclo destructivo de degradación a consecuencia del cual los océanos dejarían de poder proporcionar muchos de los beneficios de los que depende el ser humano. Como parte de la labor definida para el segundo ciclo del Proceso Ordinario, se elaboraron tres resúmenes técnicos sobre procesos concretos en los que se sintetizó el contenido de la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* acerca del cambio climático, la biodiversidad de las zo-

nas no sujetas a jurisdicción nacional y el Objetivo de Desarrollo Sostenible 14, relativo a la vida submarina (véase la resolución 70/1 de la Asamblea General).

En la segunda *Evaluación Mundial de los Océanos* se actualiza la información presentada en la primera Evaluación, teniendo en cuenta las novedades y los cambios de los que se tiene noticia desde 2015, y se la complementa ampliando la descripción de la interacción humana con los océanos. La mayoría del contenido de la segunda Evaluación se redactó antes del inicio de la pandemia de COVID-19, cuyo impacto llevará tiempo conocer por completo. Cuando corresponde, en la segunda Evaluación se analiza la forma en que las novedades y los cambios producidos desde que se elaboró la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* contribuyen a la consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible pertinentes. También se indican las novedades y los cambios relacionados con los objetivos sociales del Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible (véase la resolución 72/73).

2. Fuerzas motrices

En la segunda *Evaluación Mundial de los Océanos*, las fuerzas motrices se definen como las novedades sociales, demográficas y económicas que han tenido lugar en las sociedades, entre ellas los cambios en los estilos de vida y las modalidades de consumo y producción conexas que ejercen presiones sobre los océanos (cap. 4). Los vínculos entre las fuerzas motrices y las presiones (y sus impactos) son complejos y dinámicos, y sus interrelaciones derivan en interacciones acumulativas. Las fuerzas motrices que se describen en el capítulo 4 son las siguientes::

a) **Crecimiento poblacional y cambios demográficos.** La población mundial continúa creciendo, aunque la tasa de crecimiento se ha ralentizado respecto de las observadas a finales de la década de 1960, y también aumentan las tasas de migración internacional. El aumento constante de la

población mundial ejerce presión en el medio marino en distinto grado dependiendo de diversos parámetros, como dónde y cómo viven las personas, cuáles son sus modalidades de consumo y qué tecnologías utilizan para producir energía, alimentos y materiales, asegurar el transporte y gestionar los desechos;

b) **Actividad económica.** La economía sigue creciendo a escala mundial, aunque a menor ritmo que cuando se elaboró la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* debido al descenso de las manufacturas y el comercio. Con el crecimiento de la población mundial, la demanda de bienes y servicios ha aumentado y ello ha incrementado el consumo de energía y la utilización de recursos. Muchos países han desarrollado o están desarrollando estrategias para adaptarse al crecimiento de las economías ba-

sadas en los océanos (la economía azul). No obstante, el actual deterioro de la salud de los océanos y las presiones que soportan suponen una importante limitación al crecimiento de las economías basadas en los océanos;

- c) **Avances tecnológicos.** Los avances en el ámbito de la tecnología siguen aumentando la eficiencia, ampliando los mercados y estimulando el crecimiento económico. La innovación ha repercutido en el medio marino de forma tanto positiva (pág. ej., mayor eficiencia al generar energía) como negativa (pág. ej., sobrecapacidad de pesca);
- d) **Cambios en las estructuras de gobernanza e inestabilidad geopolítica.** En los planos internacional y nacional, la mejora de los métodos de cooperación y la aplicación de políticas eficaces en algunas regiones han contribuido a reducir algunas de las presiones que soportan los océanos. Sin embargo, en las regiones donde el acceso a los recursos y las fronteras marítimas son motivo de conflicto, las políticas y los acuerdos centrados en la sostenibilidad pueden verse menoscabados;
- e) **Cambio climático.** Las emisiones antropógenas de gases de efecto invernadero han seguido aumentando, lo cual ha causado más alteraciones climáticas a largo plazo que, a su vez, acarrearán efectos generalizados en los océanos que persistirán durante siglos. La Conferencia de las Partes en la Convención Marco de las Naciones Uni-

das sobre el Cambio Climático reconoció los efectos del cambio climático en su decisión 1/CP.21, en la que aprobó el Acuerdo de París², cuyo propósito es reforzar la respuesta mundial ante las amenazas que plantea el cambio climático.

La influencia de las cinco fuerzas motrices a escala mundial presenta una distribución irregular. Las poblaciones humanas no están repartidas de manera uniforme y el crecimiento poblacional varía según los países y las regiones. Las desigualdades geográficas respecto del crecimiento económico han venido aumentando desde la década de 1980. Las diferencias conexas en los avances tecnológicos suponen que algunos países pueden extraer recursos de zonas que solían ser inaccesibles, con la probabilidad de que crezcan las presiones en esas regiones. Muchas regiones, en particular las que contienen países menos adelantados, siguen careciendo de acceso a las tecnologías que pueden ayudar a utilizar los recursos marinos de forma sostenible³. Las controversias regionales y la inestabilidad geopolítica podrían obstaculizar la aplicación de los tratados y los acuerdos mundiales y regionales, lo cual repercutiría en el crecimiento económico, la transferencia de tecnología y la aplicación de marcos para gestionar la utilización de los océanos. Tampoco son uniformes los efectos del cambio climático, y algunas regiones, como el océano Ártico, se calientan a un ritmo más rápido que el promedio mundial (cap. 5).

3. Limpieza de los océanos

La falta de tratamientos de aguas residuales adecuados y la emisión de contaminantes de la industria manufacturera, la agricultura, el turismo, la pesca y el transporte marítimo continúan ejerciendo presión sobre los océanos, lo cual socava la seguridad y la inocuidad alimentarias y la biodiversidad marina. La basura

marina, que abarca desde los nanomateriales a los macromateriales, representa otro problema, puesto que, además del daño que causa su presencia, también puede transportar contaminantes y especies no autóctonas a grandes distancias (caps. 10 a 12).

² Véase FCCC/CP/2015/10/Add.1, decisión 1/CP.21, anexo.

³ A menos que se indique otra cosa, los términos “sostenible” y “sostenibilidad” hacen referencia a todos los aspectos, a saber, ambientales, sociales y económicos.

3.1. Vínculos con los Objetivos de Desarrollo Sostenible y el Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible

Meta 14.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible: De aquí a 2025, prevenir y reducir significativamente la contaminación marina de todo tipo, en particular la producida por actividades realizadas en tierra, incluidos los detritos marinos y la polución por nutrientes.

Resultado del Decenio de las Ciencias Oceánicas: Un océano limpio donde se detectan y se reducen o eliminan las fuentes de contaminación.

Las concentraciones de algunos contaminantes (como los contaminantes orgánicos persistentes y los metales) están descendiendo en algunas regiones, pero la información al respecto presenta una distribución espacial irregular. Siguen existiendo lagunas de conocimientos no solo sobre contaminantes conocidos, sino también sobre contaminantes nuevos. Algunas regiones siguen careciendo de capacidad de aplicar políticas sistemáticas y coherentes y las medidas de cumplimiento conexas para prevenir y controlar el aporte de contaminantes a los océanos (caps. 10 a 12 y 20).

La contribución concreta del progreso en el logro de otros Objetivos de Desarrollo Sostenible a la consecución de la meta 14.1 se detalla en el cuadro 1, y la contribución concreta de la consecución de esa meta al progreso en el logro de otros Objetivos se detalla en el cuadro 2.

3.2. Polución por nutrientes

El aporte antropógeno de nitrógeno y fósforo a los ecosistemas costeros, procedente de vertidos directos, la escorrentía terrestre, los ríos y la atmósfera, ha seguido aumentando en general, incluso pese a que con el mejor control de la liberación de esas sustancias se están reduciendo las cantidades que llegan a algunas masas de agua. Debido al aporte excesivo de esos nutrientes, la eutrofización es un pro-

blema creciente y el número de zonas hipóxicas (en ocasiones llamadas zonas muertas) en todo el mundo ha pasado de más de 400 en 2008 a aproximadamente 700 en 2019. Los ecosistemas más afectados son la zona septentrional del golfo de México, el mar Báltico, el mar del Norte, el golfo de Bengala, el mar de China meridional y el mar de China oriental. Se estima que el aporte antropógeno de nitrógeno a las zonas costeras se duplicará durante la primera mitad del siglo XXI. Además, se prevé que la desoxigenación empeorará a causa del aumento de la temperatura de los océanos y los cambios en la estratificación y las corrientes oceánicas ocasionados por el cambio climático (cap. 5), en particular en las regiones costeras de África, América del Sur, Asia Meridional y Sudoriental y Oceanía (cap. 10).

3.3. Sustancias peligrosas

El desarrollo industrial y la intensidad de la actividad agrícola han seguido creciendo, por lo cual ha continuado el aporte a los océanos de sustancias peligrosas, tanto las que ya se vertían como otras nuevas. Entre los nuevos tipos de aportes se cuentan los productos farmacéuticos y de cuidado personal y los nanomateriales, que en muchas partes del mundo no pueden eliminarse con el tratamiento de aguas residuales. Está aumentando la detección de productos farmacéuticos y de cuidado personal en todos los océanos, en particular en el océano Ártico y el océano Austral. Se ha observado que algunos de esos productos son dañinos para la flora y la fauna, pero se desconoce la magnitud de su impacto en los organismos marinos, en gran medida porque no suelen ser objeto de vigilancia (cap. 11).

A pesar de que, en general, el Convenio de Estocolmo sobre Contaminantes Orgánicos Persistentes⁴ ha surtido un efecto positivo en las concentraciones mundiales, ese tipo de contaminantes sigue detectándose en zonas y especies marinas alejadas de sus fuentes de producción y utilización. Incluso en pequeñas concentraciones, se ha demostrado que di-

⁴ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 2256, No. 40214.

chos contaminantes reducen el éxito reproductivo de determinadas especies marinas, como las focas árticas. Se carece de información sobre las tendencias al respecto en la mayoría de las regiones oceánicas (cap. 11).

Por norma general, el Convenio de Minamata sobre el Mercurio⁵ ha servido para disminuir las concentraciones mundiales de ese metal, las cuales, según los datos empíricos, se están estabilizando en la mayoría de las regiones oceánicas. No obstante, se ha notificado un ligero aumento de las concentraciones de algunos metales en organismos de los niveles tróficos superiores. Para evaluar mejor las tendencias de las concentraciones de metales se necesitan mayores análisis de series cronológicas costeras de todo el mundo que incluyan los niveles de nanomateriales metálicos en los océanos (cap. 11).

Las concentraciones de la mayor parte de las sustancias radiactivas siguen decreciendo conforme se desintegran los aportes anteriores. No se han producido accidentes nucleares graves desde 2011 y los vertidos procedentes de plantas de reprocesamiento europeas siguen reduciéndose de forma sustancial. Los reactores nucleares ubicados en 30 países continúan generando cantidades menores de radionúclidos (cap. 11).

3.4. Desechos sólidos

En su mayoría, el aporte mundial de desechos sólidos a los océanos (incluida la basura marina), ya sea involuntario o intencional, sigue sin cuantificarse. Los plásticos representan hasta un 80 % de la basura marina y se estima que anualmente llegan a los océanos, transportadas por los ríos, entre 1,15 y 2,41 millones de toneladas. Se ha detectado presencia de plásticos en más de 1.400 especies marinas. Los efectos de los microplásticos (fragmentos de menos de 5 mm) y los nanoplasticos (fragmentos de menos de 100 nm) son menos conocidos, aunque se ha observado que

los nanoplasticos penetran en las células de los organismos. Esos dos grupos de plásticos proceden de la descomposición de macroplásticos y de la fabricación deliberada (pág. ej., como ingredientes de productos de cuidado personal). El vertido de fango cloacal y de desechos orgánicos e inorgánicos sigue siendo limitado; el primero continúa descendiendo de resultados de la aplicación del Convenio sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y Otras Materias, de 1972 (Convenio de Londres)⁶ y su Protocolo de 1996⁷ y de numerosos convenios regionales. Sin embargo, la información presentada con arreglo a esos acuerdos sigue siendo insuficiente, por lo que persiste la incertidumbre respecto de la magnitud de los vertidos de desechos. Las municiones vertidas al mar continúan planteando riesgos bajos al ecosistema marino y (cuando quedan atrapadas en las redes) a los pescadores. No obstante, los resultados de algunas investigaciones recientes sugieren que la liberación de compuestos de municiones podría tener efectos genéticos y metabólicos subletales en los organismos marinos (cap. 12).

3.5. Ruido

El ruido antropógeno que afecta los océanos proviene de muchas fuentes (pág. ej., buques, exploración y extracción de petróleo y gas, actividades industriales y sonar) y varía en el tiempo y el espacio. Las regiones más afectadas son las caracterizadas por una fuerte utilización con fines industriales, como el golfo de México, el mar del Norte y el océano Atlántico. Al contrario que muchas otras fuentes de contaminación marina, el ruido cesa una vez que la fuente del sonido se retira del entorno. En los últimos dos decenios ha aumentado la comprensión de los impactos del ruido antropógeno en la biodiversidad marina y se ha observado un abanico de impactos directos e indirectos en una serie de taxones que abarca desde el zooplancton a los mamíferos mari-

⁵ UNEP(DTIE)/Hg/CONF/4, anexo II. El Convenio entró en vigor el 16 de agosto de 2017.

⁶ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1046, No. 15749.

⁷ El Protocolo de Londres entró en vigor el 24 de marzo de 2006.

nos. Dicha comprensión ha crecido en paralelo al reconocimiento de la necesidad de vigilar el ruido que penetra en el medio marino y de determinar y reducir sus impactos. Aunque se están realizando algunos esfuerzos por reducir el ruido generado por diversas fuentes, es probable que esos esfuerzos queden neutralizados por la mayor utilización de los océanos (cap. 20).

3.6. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

Se precisan con urgencia métodos para estandarizar la vigilancia de los contaminantes, incluido el ruido, y conjuntos de datos, a fin de poder evaluar las diferencias espaciales y temporales en los contaminantes y establecer prioridades. Es necesario crear capacidad

para disminuir el aporte de contaminantes a los océanos, en particular introduciendo procedimientos de producción más limpios, tecnologías más silenciosas y tecnologías de procesamiento de aguas residuales más baratas y listas para usar. A fin de limitar la duplicación de esfuerzos, sería conveniente crear una base de datos general sobre sustancias peligrosas y establecer una base de referencia de ruido ambiental que contribuya a evaluar y modelizar los riesgos. Puesto que en muchas partes del mundo se dispone de pocos conocimientos sobre el alcance de la contaminación marina transfronteriza, en particular en lo que respecta a los contaminantes atmosféricos, se requieren datos más precisos acerca de su emisión y transporte. Por último, se deben comprender mucho mejor los efectos de los contaminantes, incluido el ruido antropógeno, en el medio marino (caps. 10 a 12 y 20).

4. Protección de los ecosistemas marinos

Las principales amenazas para los ecosistemas marinos proceden de actividades humanas, como la pesca, la acuicultura, el transporte marítimo, la extracción de arena y minerales, la explotación de petróleo y gas, la construcción de infraestructuras de energía renovable, el desarrollo de la infraestructura costera y la contaminación, incluida la emisión de gases de efecto invernadero.

4.1. Vínculos con los Objetivos de Desarrollo Sostenible y el Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible

Meta 14.2 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible: De aquí a 2020, gestionar y proteger sosteniblemente los ecosistemas marinos y costeros para evitar efectos adversos importantes, incluso fortaleciendo su resiliencia, y adoptar medidas para restaurarlos a fin de restablecer la salud y la productividad de los océanos.

Meta 14.5 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible: De aquí a 2020, conservar al menos el 10 % de las zonas costeras y marinas, de conformidad con las leyes nacionales y el derecho internacional y sobre la base de la mejor información científica disponible

Resultado del Decenio de las Ciencias Oceánicas: Un océano saludable y resiliente donde se entienden, protegen, restauran y gestionan los ecosistemas marinos.

Muchas especies y hábitats marinos se siguen viendo perjudicados por las crecientes presiones antropógenas (caps. 6A a G y 7A a Q; véase también la secc. 5 de este capítulo). Se están ampliando los conocimientos sobre la distribución y el estado de las especies y los hábitats y sobre cómo los afectan las presiones antropógenas. En 2020 las áreas marinas protegidas abarcaban el 18 % de las zonas oceánicas sujetas a jurisdicción nacional, cifra que representaba aproximadamente el 8 % del total de los océanos, mientras que se había protegido alrededor del 1 % de las áreas marinas no sujetas a jurisdicción nacional (cap. 27).

La contribución concreta del progreso en el logro de otros Objetivos de Desarrollo Sostenible a la consecución de las metas 14.2 y 14.5 se detalla en el cuadro 1, y la contribución concreta de la consecución de esas metas al progreso en el logro de otros Objetivos se detalla en el cuadro 2.

La protección de los ecosistemas marinos forma parte de diversos acuerdos internacionales, como la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar⁸ y el Convenio sobre la Diversidad Biológica⁹, así como de convenios regionales y leyes nacionales. Pese a los propósitos de esos acuerdos y convenios, el estado de muchas especies y hábitats marinos continúa deteriorándose en todo el planeta, lo cual amenaza el funcionamiento de los ecosistemas. Además, el cambio climático está dando lugar al calentamiento de los océanos, la acidificación, cambios en la circulación, concentraciones de oxígeno disuelto y la amplificación del ciclo del agua. En consecuencia, está disminuyendo la transferencia de nutrientes asociada a la productividad primaria desde las aguas superficiales a las aguas profundas. En todo el mundo, en torno a 2.000 especies marinas han sido introducidas fuera de su zona de distribución natural de resultas de actividades humanas (caps. 5, 6A a G, 7A a Q y 22).

Muchos marcos de gestión diseñados para proteger los ecosistemas marinos son sectoriales, por lo que los objetivos de protección del medio marino pueden variar según los sectores. Existen herramientas de gestión basadas en zonas (como las áreas marinas protegidas y las vedas de pesca) y no basadas en zonas (como los controles de las emisiones globales, los controles de las capturas y el esfuerzo, y las restricciones técnicas). Los enfoques de gestión se centran cada vez menos en los usos sectoriales y están incorporando los diversos vínculos entre los aspectos ecológicos y los sociales, económicos y culturales. El en-

foque ecosistémico integra los aspectos ambientales, sociales y económicos en el plano mundial, regional, nacional o local. La información cultural se está convirtiendo en parte indisoluble de los marcos de gestión, tanto en el contexto de la gestión comunitaria como para salvaguardar la dimensión cultural del medio marino. Dicha información puede tener carácter diverso e inmaterial, como la utilización tradicional de los recursos marinos, las rutas marítimas, las técnicas de navegación ancestrales, las identidades, las leyendas, los rituales, las creencias y las prácticas relacionados con el mar, las características estéticas e inspiradoras, el patrimonio cultural y los lugares de importancia espiritual, sagrada y religiosa (cap. 27).

En algunas zonas, en particular en Asia Sudoriental, se está introduciendo el desarrollo de infraestructuras azules —además de determinados enfoques, como las soluciones basadas en la naturaleza— en un intento por armonizar el desarrollo y la protección del litoral con la protección ecológica y de los hábitats (caps. 8A, 13 y 14).

4.2. Ecosistemas costeros

Aunque ha aumentado el número de áreas marinas protegidas y de sitios Ramsar¹⁰, los manglares (excepto los del mar Rojo) y las praderas de fanerógamas marinas (en particular las de Asia Sudoriental) siguen disminuyendo, y el 19 % de las especies de mangles y el 21 % de las de fanerógamas marinas se han clasificado como casi amenazadas. La combinación de los efectos del calentamiento de los océanos y la actividad humana repercute cada vez más en los arrecifes de coral y los bosques de laminarias tropicales y subtropicales de todo el mundo. En los últimos años, los arrecifes de coral han sufrido fenómenos masivos de decoloración anuales y los bosques de laminarias han sido afectados por olas de calor marinas

⁸ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1833, No. 31363.

⁹ *Ibid.*, vol. 1760, No. 30619.

¹⁰ Véase la Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas (Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 996, No. 14583).

(cap. 9), lo cual ha redundado en rápidas pérdidas (caps. 6G, 7D y 7H).

En total, alrededor del 6 % de las especies de peces conocidas y casi el 30 % de las especies de elasmobranquios están clasificadas como casi amenazadas o vulnerables. A nivel mundial, el estado de los mamíferos marinos varía, con el 75 % de las especies de algunos grupos (sirenios, delfines de agua dulce, osos polares y nutrias) clasificadas como vulnerables, en peligro o en peligro crítico. Muchas especies de grandes ballenas se están recuperando ahora de los períodos de caza anteriores gracias a las prohibiciones y la reglamentación de las capturas comerciales y a los planes nacionales de recuperación. El estado de conservación de los reptiles marinos ha variado mucho: las medidas de protección adoptadas en algunas regiones han dado lugar al crecimiento de determinadas poblaciones, mientras que las de otras zonas están disminuyendo debido a amenazas constantes o crecientes. El estado de conservación mundial de las aves marinas ha empeorado y más del 30 % de las especies están clasificadas como vulnerables, en peligro o en peligro crítico (caps. 6C a F).

4.3. Ecosistemas de mar abierto y de aguas profundas¹¹

El mar abierto sigue afectado por el calentamiento de los océanos, la acidificación, la desoxigenación y la contaminación marina. Los aportes de nutrientes procedentes del río Amazonas que las corrientes ascendentes hacen emerger frente a las costas de África Occidental parecen haber propiciado una proliferación masiva de sargazo, de 20 millones de toneladas, que comenzó en 2011 en el océano Atlántico ecuatorial y para 2018 se había extendido por 8.850 km en esa zona (caps. 7N, 10 y 12).

Han aumentado los conocimientos sobre la distribución de los corales de aguas frías y ahora se sabe que crecen a lo largo de los márgenes continentales, las dorsales mesoocéánicas y los montes submarinos de todo el planeta.

Esos y otros accidentes de aguas profundas (montes submarinos, pináculos, crestas, fosas, chimeneas hidrotermales y rezumaderos fríos) continúan bajo la amenaza de la pesca, las perforaciones petroleras mar adentro, la explotación minera y la contaminación en aguas profundas, incluida la producida por los desechos plásticos, y, en menor medida, el cambio climático. Algunas medidas orientadas a limitar la pesca de arrastre de aguas profundas y crear áreas marinas protegidas en zonas donde crecen corales de aguas frías han servido para restaurar parcialmente algunas comunidades dañadas de esos organismos. No obstante, esos hábitats pueden tardar decenios y hasta siglos en recuperarse, lo cual hace difícil detectar tendencias de mejora (caps. 7E, 7L, 7O y 7P).

4.4. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

Desde 2015 se ha descrito, en promedio, una nueva especie de pez cada semana, lo cual pone de manifiesto lo mucho que queda por descubrir. Si bien los conocimientos sobre la composición y el funcionamiento de los ecosistemas han mejorado desde que se publicó la primera Evaluación, sigue habiendo lagunas, en particular respecto de los ecosistemas de aguas profundas y las especies planctónicas y bentónicas de mar abierto. También persisten las lagunas acerca de la biología y la ecología de las especies costeras, en especial las de las aguas territoriales de los países en desarrollo. No existe una estructura bien organizada para estudiar las aproximadamente 2.000 especies no autóctonas que se han extendido a zonas nuevas como consecuencia de actividades humanas y su impacto en los ecosistemas naturales. Se ha evaluado el estado de conservación de menos del 1 % de las especies de macroalgas (caps. 6A a C, 6G, 7N y 22).

A pesar de que el enfoque ecosistémico goza de amplio reconocimiento como marco eficaz para gestionar el impacto humano, se precisan

¹¹ Las definiciones de los términos mar abierto y aguas profundas se pueden consultar en el cap. 2, secc. 4.

más iniciativas de investigación y creación de capacidad para aprovechar su pleno potencial en los océanos de todo el mundo. En muchas regiones se carece de la información necesaria para vincular las causas y los efectos ecológicos a fin de equilibrarlos con las prioridades socioeconómicas en la adopción de decisiones. Aumentar la colaboración en materia de vigilancia ayudará a compartir la capacidad

entre los sectores y las instituciones e incrementará la eficiencia de la vigilancia, así como los datos y la información disponibles. Contar con mayor capacidad para comprender y aplicar los enfoques de gestión ayudará a los Gobiernos y a otros interesados a entender las opciones existentes en cuanto a la gestión y la gobernanza de las áreas marinas (cap. 27).

5. Comprensión de los océanos en pro del desarrollo sostenible

La utilización sostenible de los océanos no puede alcanzarse sin comprender en profundidad los procesos oceánicos y su funcionamiento ni adquirir conocimientos coherentes sobre el impacto de las actividades humanas en los océanos (caps. 8A y 27).

5.1. Vínculos con los Objetivos de Desarrollo Sostenible y el Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible

Meta 14.3 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible: *Minimizar y abordar los efectos de la acidificación de los océanos, incluso mediante una mayor cooperación científica a todos los niveles.*

Meta 14.a de los Objetivos de Desarrollo Sostenible: *Aumentar los conocimientos científicos, desarrollar la capacidad de investigación y transferir tecnología marina, teniendo en cuenta los Criterios y Directrices para la Transferencia de Tecnología Marina de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental, a fin de mejorar la salud de los océanos y potenciar la contribución de la biodiversidad marina al desarrollo de los países en desarrollo, en particular los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados*

Resultado del Decenio de las Ciencias Oceánicas: *Un océano predecible cuyas condiciones cambiantes son entendidas por la sociedad, que está capacitada para responder a ellas.*

Resultado del Decenio de las Ciencias Oceánicas: *Un océano accesible con un acceso abierto y equitativo a los datos, la información y la tecnología y la innovación.*

Resultado del Decenio de las Ciencias Oceánicas: *Un océano inspirador y estimulante que la sociedad entiende y valora en relación con el bienestar humano y el desarrollo sostenible.*

Aunque de manera irregular, se sigue aportando dióxido de carbono a los océanos, lo cual redundará en su acidificación. En combinación con otras presiones, dicho aporte repercute negativamente en un amplio abanico de organismos, en particular los que forman conchas de carbonato cálcico, y puede alterar la estructura de la biodiversidad y de los ecosistemas. La acidificación de los océanos, combinada con el aumento de las temperaturas, la subida del nivel del mar, la desoxigenación y el incremento de los fenómenos meteorológicos extremos, amenaza también los bienes y los servicios que proporcionan los ecosistemas costeros (caps. 5 y 9).

La comprensión científica de los océanos, su funcionamiento y los impactos que soportan aumenta cada vez más rápido. Sin embargo, sigue habiendo lagunas de conocimientos y carencias de capacidad en relación con muchas partes de los océanos, en particular en las zonas no sujetas a jurisdicción nacional. La cuantificación de los efectos acumulativos de las presiones que soportan los océanos es una práctica incipiente, al igual que la cuantifica-

ción de indicadores exhaustivos y estandarizados de la salud de los océanos. Poder ayudar a la población a acceder a los conocimientos científicos y utilizarlos continúa siendo un requisito para aplicar enfoques integrados a la gestión del impacto humano sobre los océanos (caps. 3, 25 y 27).

La contribución concreta del progreso en el logro de otros Objetivos de Desarrollo Sostenible a la consecución de las metas 14.3 y 14.a se detalla en el cuadro 1, y la contribución concreta de la consecución de esas metas al progreso en el logro de otros Objetivos se detalla en el cuadro 2.

5.2. Comprensión científica mundial

Las innovaciones en los ámbitos de la tecnología y la ingeniería relativas a los sensores y las plataformas de observación autónomas han hecho posible recopilar datos oceánicos con mayor resolución temporal y espacial y realizar esas tareas de observación en zonas remotas. Los sensores económicos y fáciles de usar, junto con las aplicaciones móviles, la mayor participación ciudadana y la implantación de sensores en embarcaciones no científicas, también contribuyen a la recogida de más datos procedentes de la observación de los océanos. Gracias a esas novedades ha aumentado la comprensión de los sistemas físicos y biogeoquímicos de los océanos y del modo en que los océanos están respondiendo al cambio climático, y ha mejorado la capacidad de modelización de los océanos en los planos mundial y regional (caps. 3 y 5).

Promover el establecimiento de redes y coordinar los programas regionales de observación ha ayudado a continuar perfeccionando la observación mundial de los océanos dentro de un sistema integrado. Asimismo, por conducto de iniciativas internacionales se están estandarizando y armonizando los métodos de observación. También se han establecido plataformas para poner en común las mejores prácticas de observación de los océanos, iniciativas de intercambio de datos y diálogos comunitarios con el fin de mejorar el uso efi-

caz de los datos sobre los océanos en beneficio de la sociedad (cap. 3).

5.3. Gestión sostenible

En los dos últimos decenios se han elaborado muchos marcos para evaluar la interacción entre las actividades humanas y los fenómenos naturales (efectos acumulativos) empleando diversos enfoques y conjuntos terminológicos, marcos que se han aplicado a distinta escala. Además de otras evaluaciones ambientales, esos marcos abarcan las evaluaciones del impacto ambiental y las evaluaciones ambientales estratégicas y son útiles para fundamentar la planificación espacial marina y la gestión de los recursos (caps. 25 a 27).

Tanto la planificación espacial marina como los marcos de gestión comprenden toda una gama de procesos, pero comparten los objetivos de determinar los usuarios del medio marino, planificar las actividades de esos usuarios y regular de algún modo esa utilización en aras de la sostenibilidad. Por norma, los ejercicios más eficaces de planificación espacial marina se han llevado a cabo con la participación de todas las autoridades y los interesados pertinentes y han integrado perspectivas económicas, ambientales y sociales. Los marcos de gestión reflejan de manera creciente las perspectivas sociales y los valores sociales y culturales, pero conciliar una multiplicidad de valores heterogéneos no es tarea fácil. Para integrar múltiples valores resulta más eficaz implicar a las comunidades afectadas; de ahí la necesidad de reconocer la gestión comunitaria que aborda las dimensiones culturales del mar en los enfoques ecosistémicos de la gestión. La mayor comprensión de los derechos, la tenencia y los usos consuetudinarios tradicionales e indígenas del medio marino litoral ha hecho que se reconozcan las ventajas que ofrece la gestión comunitaria. La cultura puede ser determinante, como objeto de gestión y vigilancia y como pilar sobre el que formular enfoques ecosistémicos que incorporen la gestión en el contexto del desarrollo sostenible (caps. 26 y 27).

5.4. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

A escala mundial persisten las disparidades en cuanto a los conocimientos con los que se cuenta para respaldar la gestión basada en los ecosistemas. La mayor parte de la investigación y la información disponibles (en función del número de publicaciones) está relacionada con los océanos Atlántico Norte, Pacífico Norte y Ártico. Las diferencias de infraestructura y capacidad profesional limitan la investigación oceánica y ello da lugar a disparidades regionales y nacionales de comprensión científica. A fin de vigilar mejor los cambios importantes en los entornos físicos y biogeoquímicos y sus impactos en los ecosistemas y la sociedad, es preciso integrar en mayor medida los sistemas de observación multidisciplinares y mejorar los modelos. También se requieren estrategias de financiación innovadoras para mantener esos sistemas (cap. 3).

En su mayoría, las evaluaciones de los efectos acumulativos suelen centrarse en las actividades en curso o concluidas en el medio marino. Del mismo modo, buena parte de la planificación espacial marina se ha llevado a cabo en zonas donde se estaban realizando operaciones, y muchos marcos de gestión se aplican a labores existentes de extracción y utilización de recursos, por lo que tienen carácter retrospectivo. Se necesitan evaluaciones prospectivas para fundamentar la planificación de las actividades futuras y respaldar enfoques de gestión que puedan adaptarse a nuevas condiciones y sustenten los ecosistemas y el bienestar humano. Formular ese tipo de enfoques no resulta sencillo y requerirá grandes esfuerzos. Para apoyar una gestión integral, será necesario incrementar la capacidad de cooperación transfronteriza, fortalecer la capacidad en materia de políticas científicas, aumentar la coordinación entre las ciencias sociales y naturales y entre la ciencia y la sociedad civil, incluida la industria, y reconocer los conocimientos tradicionales, la cultura y la historia social (caps. 25 a 27).

6. Promoción de la seguridad en relación con los océanos

Quienes viven junto a los océanos o dependen de ellos para trabajar o alimentarse están expuestos a un amplio abanico de fenómenos oceánicos peligrosos. Entre ellos cabe mencionar los tsunamis, las marejadas ciclónicas, las olas gigantes, los ciclones, los huracanes y los tifones, las inundaciones costeras, la erosión, las olas de calor marinas y las proliferaciones de algas nocivas. Los océanos desempeñan un importante papel en cuanto que motor de la variabilidad de los fenómenos hidrológicos, como las sequías y los períodos lluviosos en tierra, a escala intraestacional, interanual o mayor (cap. 9). Esos fenómenos, junto con diversos efectos de las sustancias peligrosas y el exceso de nutrientes, pueden poner en peligro la seguridad alimentaria y obstaculizar el desarrollo económico sostenible.

6.1. Vínculos con los Objetivos de Desarrollo Sostenible y el Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible

Meta 14.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible De aquí a 2025, prevenir y reducir significativamente la contaminación marina de todo tipo, en particular la producida por actividades realizadas en tierra, incluidos los detritos marinos y la contaminación por nutrientes

Meta 14.3 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible: Minimizar y abordar los efectos de la acidificación de los océanos, incluso mediante una mayor cooperación científica a todos los niveles.

Resultado del Decenio de las Ciencias Oceánicas: Un océano seguro donde la vida y los medios de

subsistencia están protegidos de los peligros relacionados con el océano

A consecuencia del cambio climático, están aumentando la frecuencia y la intensidad de las olas de calor marinas y de los ciclones, los huracanes y los tifones tropicales, pero ese aumento se puede reducir con medidas de mitigación del cambio climático. Como se ha mencionado, los océanos influyen en la variabilidad hidrológica en tierra. En algunas zonas, la construcción de presas y embalses disminuye el aporte sedimentario a la costa en más de un 50 %, lo cual conlleva la erosión de los deltas y las costas adyacentes. De resultados de la polución por nutrientes las algas nocivas están proliferando con mayor frecuencia. El número de contaminantes presentes en los océanos sigue creciendo y, por lo tanto, las mezclas a las que está expuesta la biota y que se incorporan a las cadenas tróficas se están haciendo más complejas (caps. 9 a 11 y 13).

La contribución concreta del progreso en el logro de otros Objetivos de Desarrollo Sostenible a la consecución de las metas 14.1 y 14.3 se detalla en el cuadro 1, y la contribución concreta de la consecución de esas metas al progreso en el logro de otros Objetivos se detalla en el cuadro 2.

6.2. Peligros originados en los océanos

Por añadidura a los peligros continuos, como los tsunamis, el cambio climático afecta cada vez más a zonas, y sus correspondientes comunidades, que no habían estado expuestas a las subidas del nivel del mar. Esas subidas también pueden agudizar la erosión costera. En los últimos decenios han aumentado las precipitaciones, los vientos y las subidas extremas del nivel del mar asociados a ciclones tropicales, como también lo ha hecho la proporción mundial anual de ciclones tropicales de categoría 4 o 5. Algunas zonas que hasta ahora no habían estado expuestas a tormentas se enfrentan a riesgos crecientes porque las trayectorias tradicionales de las tormentas están sufriendo alteraciones. Gestionar los riesgos derivados de los cambios en la trayectoria y la intensidad de

las tormentas resulta problemático debido a la dificultad de emitir alertas tempranas y a la reticencia de la población afectada a adoptar medidas de respuesta (caps. 9 y 13).

En los dos últimos decenios, los organismos y los ecosistemas marinos de todas las cuencas oceánicas han sufrido el impacto de las olas de calor marinas. Se prevé que la frecuencia, la duración, la extensión y la intensidad de esos fenómenos aumentarán si prosigue el calentamiento global, y ello llevará a algunos organismos, pesquerías y ecosistemas marinos a sobrepasar el límite de su resiliencia, lo cual repercutirá a su vez en las economías y las sociedades. La erosión costera, producida, por ejemplo, por el descenso del aporte sedimentario fluvial a la costa resultante de los cambios en la gestión de los ríos, la extracción de arena de las costas y los embalses litorales, genera cada vez más problemas, a los que se añade la modificación del perfil costero derivada de la destrucción de los manglares, las marismas y las islas barrera. Los aportes de nitrógeno y fósforo a los ecosistemas costeros por escorrentía fluvial y deposición atmosférica han crecido debido al empleo de abonos artificiales, la combustión de combustibles fósiles y el vertido directo de desechos municipales. Estos hechos desembocan en un aumento de las proliferaciones de algas nocivas, incluidos los fenómenos tóxicos conexos, lo cual puede dar lugar a la presencia de toxinas en crustáceos y peces y, en consecuencia, a parálisis y otras afecciones en humanos (caps. 9, 10 y 13).

6.3. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

Mejorar la comprensión de los océanos y de su interrelación con la atmósfera es esencial para incrementar la seguridad humana en los casos de fenómenos meteorológicos extremos. Asimismo, es preciso entender mejor tanto la magnitud, el avance y la distribución de la contaminación como las dinámicas costeras. La necesidad de reforzar y armonizar los sistemas de alerta para reducir los riesgos aso-

ciados a los peligros oceánicos se señala en el Marco de Sendái para la Reducción del Riesgo de Desastres 2015-2030¹². Conviene avanzar en los sistemas de previsión de peligros, ampliar la planificación y las alertas para emergencias e implantar marcos de preparación al

objeto de que las comunidades afectadas puedan responder con rapidez. Se requieren sistemas integrados que incorporen la prevención y la detección de múltiples peligros y las medidas de respuesta conexas (caps. 9 a 14).

7. Obtención de alimentos sostenibles de los océanos

Las proteínas marinas de origen animal suponen aproximadamente el 17 % del total de las proteínas de origen animal que consumen los seres humanos y alrededor del 12 % de sus medios de subsistencia. Aunque las proteínas marinas de origen animal provienen en gran medida de la pesca salvaje, la contribución de la acuicultura a la seguridad alimentaria está aumentando con rapidez y su potencial de crecimiento es mayor que el de la pesca de captura. Las prácticas pesqueras someten el medio marino de muchas regiones a múltiples factores de estrés, y la expansión de la acuicultura implica incrementar la presión sobre los ecosistemas marinos o someterlos a nuevas presiones, en particular en las zonas costeras (caps. 15 a 17).

7.1. Vínculos con los Objetivos de Desarrollo Sostenible y el Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible

Meta 14.4 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible De aquí a 2020, reglamentar eficazmente la explotación pesquera y poner fin a la pesca excesiva, la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada y las prácticas pesqueras destructivas, y aplicar planes de gestión con fundamento científico a fin de restablecer las poblaciones de peces en el plazo más breve posible, al menos alcanzando niveles que puedan producir el máximo rendimiento sostenible de acuerdo con sus características biológicas.

Meta 14.6 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible De aquí a 2020, prohibir ciertas formas de subvenciones a la pesca que contribuyen a la sobrecapacidad y la pesca excesiva, eliminar las subvenciones que contribuyen a la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada y abstenerse de introducir nuevas subvenciones de esa índole, reconociendo que la negociación sobre las subvenciones a la pesca en el marco de la Organización Mundial del Comercio debe incluir un trato especial y diferenciado, apropiado y efectivo para los países en desarrollo y los países menos adelantados¹³.

Meta 14.7 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible De aquí a 2030, aumentar los beneficios económicos que los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados obtienen del uso sostenible de los recursos marinos, en particular mediante la gestión sostenible de la pesca, la acuicultura y el turismo.

Meta 14.b de los Objetivos de Desarrollo Sostenible Facilitar el acceso de los pescadores artesanales a los recursos marinos y los mercados.

Resultado del Decenio de las Ciencias Oceánicas Un océano productivo que sustenta el suministro sostenible de alimentos y una economía oceánica sostenible.

La contribución concreta del progreso en el logro de otros Objetivos de Desarrollo Sostenible a la consecución de las metas 14.4, 14.6, 14.7 y 14.b se detalla en el cuadro 1, y la contribución concreta de la consecución de esas metas al progreso en el logro de otros Objetivos se detalla en el cuadro 2.

¹² Resolución 69/283 de la Asamblea General, anexo II.

¹³ Teniendo en cuenta las negociaciones en curso en la Organización Mundial del Comercio, el Programa de Doha para el Desarrollo y el mandato de la Declaración Ministerial de Hong Kong.

7.2. Pesca de captura marina

El número estimado de desembarques de pesca de captura marina a nivel mundial aumentó un 3 %, hasta los 80,6 millones de toneladas, por un valor de 127.000 millones de dólares (a precios de 2017), entre 2012 y 2017. Aproximadamente el 33 % de las poblaciones de peces del planeta, en especial las de los niveles tróficos superiores, están clasificadas como explotadas a un nivel biológicamente insostenible, y casi el 60 % están explotadas a un nivel de sostenibilidad máximo¹⁴. La sostenibilidad de buena parte de la pesca de captura del mundo sigue obstaculizada por la sobreexplotación, la sobrecapacidad, la gestión ineficaz, las subvenciones perjudiciales, las capturas incidentales, en particular de especies amenazadas, en peligro y protegidas, y la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada; por su parte, la persistencia de la degradación de los hábitats y la pérdida de aparejos somete el medio marino a presiones adicionales. Se estima que las pérdidas anuales de beneficios netos ocasionadas por la sobrepesca han alcanzado los 88.900 millones de dólares. Los mercados pesqueros siguen globalizándose con rapidez, lo cual acrecienta la vulnerabilidad de la pesca en pequeña escala al agotamiento de las poblaciones de importancia local. Han proseguido las negociaciones, bajo los auspicios de la Organización Mundial del Comercio, dirigidas a reducir las subvenciones perjudiciales a la pesca, aunque aún no se ha alcanzado un acuerdo definitivo. Menos del 40 % de los Estados han firmado el Acuerdo sobre Medidas del Estado Rector del Puerto Destinadas a Prevenir, Desalentar y Eliminar la Pesca Ilegal, No Declarada y No Reglamentada¹⁵, de 2009. En sus Directrices Voluntarias para Lograr la Sostenibilidad de la Pesca en Pequeña Escala en el Contexto de la Seguridad Alimentaria y la Erradicación de la Pobreza, la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) señaló la aplicación de la tecnología de la información para ayudar a ampliar las oportu-

nidades de la pesca en pequeña escala en esferas como la seguridad, la difusión de conocimientos locales, la creación de capacidad y la gobernanza, y el empleo creciente de enfoques de derechos humanos está generando oportunidades de empoderamiento para ese tipo de pesca (cap. 15).

Resulta prometedor que las evaluaciones y la gestión científicas de las poblaciones hayan producido resultados más sostenibles en una serie de regiones. En algunas de ellas se están aplicando nuevos enfoques de detección de la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada. En investigaciones recientes se ha demostrado que, con la gobernanza adecuada, el tiempo mediano necesario para recuperar las poblaciones sobreexplotadas podría ser inferior a diez años, y, si se llevaran a cabo reformas, a mediados del siglo XXI podría considerarse que se ha restablecido la salud del 98 % de las poblaciones sobreexplotadas.

Se prevé que los efectos del cambio climático incluirán aumentos de la intensidad y la frecuencia de los peligros naturales, lo cual repercutirá en la distribución y la abundancia de las poblaciones de peces en el ámbito local. Los Estados en desarrollo que dependen de la pesca podrían ser los más afectados y, dado que se prevén cambios en la distribución de las especies y, en consecuencia, aumentos en la migración transfronteriza de las poblaciones, podría ser necesario tener en cuenta esas redistribuciones en la futura gobernanza internacional (cap. 15).

7.3. Acuicultura

La acuicultura sigue creciendo más rápido que otros grandes sectores de producción de alimentos, aunque ese crecimiento se ha ralentizado en el último decenio. En 2017 el sector estaba valorado en 249.600 millones de dólares. Sustenta los medios de vida de 540 millones de personas, el 19 % de las cuales eran mujeres en 2014. La importancia de esa forma

¹⁴ La expresión “explotadas a un nivel de sostenibilidad máximo” se utiliza en el sentido que se explica en el capítulo 15.

¹⁵ Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, documento C 2009/REP y Corr.1 a 3, apéndice E.

de producción de alimentos radica en su alto contenido en proteínas y en micronutrientes y ácidos grasos esenciales. La dependencia de la harina de pescado en la acuicultura disminuyó de los 4,20 millones de toneladas en 2005 a los 3,35 millones de toneladas en 2015. Es más probable que la sostenibilidad de la acuicultura esté íntimamente ligada a la continuidad del suministro de fuentes terrestres de proteínas, grasas y carbohidratos de origen animal y vegetal destinados a piensos para peces. Las enfermedades siguen siendo un problema para la acuicultura mundial y figuran entre los principales elementos disuasorios para el desarrollo de la acuicultura de muchas especies. En general, el desempeño ambiental de la acuicultura ha mejorado de forma considerable en el último decenio. Los retos que plantea el incremento de la producción acuícola incluyen la reducción de los impactos en ecosistemas costeros valiosos, como los manglares, el suministro sostenible de pienso externo, la gestión de las enfermedades de los peces, y los efectos de los peces que escapan en las especies autóctonas (cap. 16).

7.4. Producción de algas marinas

El 80 % de todas las algas marinas recolectadas se destina al consumo humano directo. Desde 2012 la recolección mundial de algas marinas ha crecido a razón de alrededor de un 2,6 % anual, fundamentalmente debido a la acuicultura, hasta los 32 millones de toneladas en 2017, con un valor estimado de 12.000 millones de dólares. Además de como alimento, las algas marinas se utilizan cada vez más en aplicaciones industriales, como la fabricación de productos cosméticos, farmacéuticos y nutracéuticos, y en piensos para ganado. El cultivo de macroalgas representa el 96 % del total de la producción acuícola. Los beneficios que aporta su cultivo abarcan la producción de alimentos de gran calidad y la generación de nuevos empleos y de mayores ingresos para los habitantes de las zonas costeras. Además, ese cultivo contribuye a secuestrar carbono y producir oxígeno y reduce la eutrofización (cap. 17).

7.5. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

Se dispone de conocimientos limitados acerca del grado en que la alteración de las condiciones podría coadyuvar a cambios en las estructuras y el funcionamiento de los ecosistemas marinos y a los consiguientes efectos en la productividad marina. Se han mejorado las estrategias para evaluar la pesca y tener en cuenta su contribución en entornos de los que se conocen pocos datos, pero es necesario seguir trabajando para solventar las carencias en materia de creación de capacidad de pesca costera en las regiones en desarrollo. La ciencia de la propagación de las poblaciones de peces es aún incipiente, pero muestra cierto potencial para incrementar el rendimiento pesquero por encima de lo que se puede conseguir explotando solamente poblaciones salvajes. Sin embargo, se desconocen las posibles consecuencias ecológicas. Las carencias en materia de creación de capacidad de ordenación de la pesca abarcan las relacionadas con la determinación de los impactos en las especies objetivo y con la incorporación de los efectos en otras especies a los marcos de gestión. Las carencias de creación de capacidad que siguen presentando los países en desarrollo también les impiden participar en negociaciones regionales e internacionales dirigidas a alcanzar consensos sobre prácticas de ordenación que favorezcan el mantenimiento de la salud de las poblaciones de peces.

A fin de impulsar el desarrollo de la acuicultura sostenible es preciso mejorar los servicios de extensión. Quienes los suministran deben recibir una capacitación que integre métodos de divulgación de información, así como técnicas prácticas de cultivo, para que puedan ayudar mejor a los acuicultores a perfeccionar las prácticas de producción. Las empresas de tecnología de la información y los medios de comunicación, las asociaciones de acuicultores, los organismos de desarrollo, los proveedores del sector privado y otros interesados deberán aunar esfuerzos para mejorar la capacitación sectorial. Será necesario respaldar la creación

de explotaciones de acuicultura y maricultura mar adentro con suficientes servicios marinos para asegurar la sostenibilidad y la seguridad de las operaciones. Persisten muchas lagunas de conocimientos en cuanto a la producción de algas marinas en gran escala y los efectos probables del cambio climático. Se están lle-

vando a cabo algunas iniciativas para paliar las carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad. Aún se desconoce la biología de muchas especies de algas marinas, incluso de las especies que ya son objeto de recolección o cultivo (caps. 15 a 17).

8. Utilización económica sostenible de los océanos

Los océanos sustentan gran variedad de actividades económicas, como el transporte marítimo integrado en el comercio mundial, el turismo y las actividades recreativas, la extracción de recursos naturales como los hidrocarburos y otros minerales, el suministro de energía renovable y la utilización de recursos genéticos marinos.

8.1. Vínculos con los Objetivos de Desarrollo Sostenible y el Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible

Meta 14.2 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible De aquí a 2020, gestionar y proteger sosteniblemente los ecosistemas marinos y costeros para evitar efectos adversos importantes, incluso fortaleciendo su resiliencia, y adoptar medidas para restaurarlos a fin de restablecer la salud y la productividad de los océanos.

Meta 14.7 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible De aquí a 2030, aumentar los beneficios económicos que los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados obtienen del uso sostenible de los recursos marinos, en particular mediante la gestión sostenible de la pesca, la acuicultura y el turismo.

Meta 14.c de los Objetivos de Desarrollo Sostenible Mejorar la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos aplicando el derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, que constituye el marco jurídico para la conservación y la utilización sostenible de los océanos y sus recur-

sos, como se recuerda en el párrafo 158 del documento “El futuro que queremos”.

La utilización económica de los océanos ha crecido en todo el planeta. Muchos países están formulando o han formulado estrategias para incrementar actividades marítimas como la obtención de energía oceánica renovable, la acuicultura, la biotecnología marina, el turismo costero y la explotación minera de los fondos marinos (sectores de crecimiento de la economía azul, término que puede abarcar el transporte marítimo y la pesca ambientalmente sostenibles). Sin embargo, la distribución mundial de los beneficios económicos obtenidos de los océanos sigue siendo muy desigual (caps. 4, 8A, 18 y 28).

La contribución concreta del progreso en el logro de otros Objetivos de Desarrollo Sostenible a la consecución de las metas 14.2, 14.7 y 14.c, entre otras, se detalla en el cuadro 1, y la contribución concreta de la consecución de esas metas al progreso en el logro de otros Objetivos se detalla en el cuadro 2.

8.2. Explotación minera de los fondos marinos

La explotación de los fondos marinos para extraer arena y grava en zonas sujetas a jurisdicción nacional ha aumentado para compensar la disminución de las fuentes terrestres. La escala de las extracciones puede afectar de manera considerable el medio marino local y erosionar las costas. La escala a la que se llevan a cabo otras grandes actividades mineras (como las de extracción de diamantes, fosfatos, mineral de hierro y estaño) se mantiene

más o menos estable. La explotación minera en aguas profundas de zonas no sujetas a jurisdicción nacional está cerca de convertirse en una realidad comercial; pese a ello, la explotación de muchos recursos minerales requiere tecnología avanzada y, por lo tanto, está limitada en gran medida a quienes tienen acceso a esa tecnología (cap. 18).

8.3. Extracción de hidrocarburos mar adentro

En todo el mundo, el sector de la extracción de petróleo y gas mar adentro se está extendiendo a las aguas profundas y ultraprofundas. En el próximo decenio, es probable que el crecimiento de ese sector se concentre en zonas como el mar Mediterráneo oriental y frente a las costas de Guyana y la costa occidental de África. En zonas maduras, como el mar del Norte y el golfo de México, se están agotando algunos recursos y, en consecuencia, se están desmantelando cada vez más instalaciones mar adentro, aunque algunas podrían utilizarse para producir energía marina renovable. Se siguen desarrollando las técnicas extractivas con el fin de reducir su impacto en el medio marino (cap. 19).

8.4. Transporte marítimo

El aumento del tonelaje de la carga objeto de transporte marítimo internacional ha sido paralelo al crecimiento del comercio mundial, a raíz de la recuperación de la economía mundial posterior a 2012, pero ese crecimiento se ha producido en un contexto de baja competitividad. Gran proporción del tonelaje mundial sigue asociado a un número relativamente pequeño de registros, y la propiedad y el control de los transportes continúan concentrados en manos de empresas pertenecientes a un número relativamente pequeño de países. Esa concentración tiene importantes implicaciones para el futuro desarrollo portuario, pues podría dar lugar a menos puertos principales, pero más grandes, que actuarían como centros de distribución del comercio intercontinental. El número total de intentos y de casos efectivos de piratería y robo a mano armada

contra buques descendió ligeramente entre 2015 y 2019 (cap. 8A).

8.5. Turismo y actividades recreativas

Los viajes internacionales y el turismo conexo revisten importancia económica en muchas partes del mundo, en particular para el tipo de turismo de “sol y playa”, que se concentra en las regiones marinas costeras. En todas las zonas turísticas, el principal impacto en el medio marino proviene del desarrollo del litoral, incluida la porción de tierra cubierta por construcciones, como hoteles, restaurantes, comercios al por menor e infraestructuras de transporte, entre ellas los aeropuertos y las terminales ferroviarias, y de la necesidad de defensas costeras “acorazadas”, alumbrado público y alcantarillado. El buceo de superficie, el submarinismo y el avistamiento de fauna salvaje siguen siendo elementos sustanciales del turismo costero (cap. 8A).

8.6. Recursos genéticos marinos

Los recursos genéticos marinos permanecen en el centro de un creciente abanico de aplicaciones comerciales y no comerciales. La rápida disminución de los costos de la secuenciación génica y la síntesis de genes y los veloces avances en la ingeniería metabólica y la biología de síntesis han reducido la necesidad de obtener muestras físicas de los océanos. Las esponjas y las algas continúan suscitando gran interés por las propiedades bioactivas de sus compuestos naturales (cap. 23).

8.7. Energía renovable marina

El sector de la energía renovable marina (energía eólica mar adentro, energía mareomotriz y de las corrientes oceánicas, energía undimotriz, energía térmica y osmótica de los océanos y energía de la biomasa marina) evoluciona y se desarrolla a ritmos diversos. De las fuentes de energía mencionadas, la tecnología eólica mar adentro está madura y técnicamente avanzada. Aunque en 2018 representaba solamente el 1 % del total de las fuentes de energía renovable, en la actualidad crece con rapidez: entre 2017 y 2018 supuso el 4 % de todo el cre-

cimiento del sector de la energía renovable. De 2017 a 2018 creció un 59 % en Asia y un 17 % en Europa. En el próximo decenio, Asia y los Estados Unidos de América podrían ser grandes impulsores del desarrollo y la instalación de infraestructuras de energía eólica mar adentro. Los alternadores de energía mareomotriz han alcanzado la etapa de comercialización, mientras que otras tecnologías de energía renovable marina están en la etapa de desarrollo. Entre las fuentes emergentes de energía renovable marina, la energía solar mar adentro es la más prometedora dado que los componentes tecnológicos conexos han alcanzado un grado de desarrollo elevado (cap. 21).

8.8. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

Todas las industrias marítimas dependen mucho de la tecnología para operar con seguridad y sin dañar el medio marino. En lo que respecta a los recursos genéticos marinos, la creación de capacidad sigue siendo un problema, puesto que la mayor parte de la labor en esa esfera se lleva a cabo en un pequeño número de países. En muchos países se deben generar los conocimientos necesarios para planificar y desarrollar la economía azul de manera sostenible y gestionar las actividades humanas conexas (caps. 8A, 14, 18, 19, 21, 23, 25 y 27).

9. Aplicación eficaz del derecho internacional recogido en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar

Aplicar con eficacia el derecho internacional recogido en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (en la que se establece el marco jurídico en el que deben realizarse todas las actividades en los océanos y los mares) es vital a fin de conservar y utilizar de manera sostenible los océanos y sus recursos y de salvaguardar los muchos servicios ecosistémicos que prestan los océanos, tanto para las generaciones actuales como para las futuras.

9.1. Vínculos con los Objetivos de Desarrollo Sostenible y el Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible

Meta 14.c de los Objetivos de Desarrollo Sostenible Mejorar la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos aplicando el derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, que constituye el marco jurídico para la conservación y la utilización sostenible de los océanos y sus recur-

sos, como se recuerda en el párrafo 158 del documento "El futuro que queremos".

Se han adoptado medidas en todos los niveles para apuntalar la aplicación del derecho internacional recogido en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar por medios como aumentar la participación de los Estados en los numerosos tratados mundiales y regionales que complementan sus disposiciones. Entre los ejemplos de medidas de ámbito mundial cabe mencionar instrumentos internacionales como el Convenio de Londres y el Protocolo de Londres, el Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques, 1973, modificado por el Protocolo de 1978 y enmendado por el Protocolo de 1997¹⁶ (incluido su anexo VI, sobre la reducción de las emisiones de azufre por los buques, que entró en vigor en 2020), y el Acuerdo sobre Medidas del Estado Rector del Puerto Destinadas a Prevenir, Desalentar y Eliminar la Pesca Ilegal, No Declarada y No Reglamentada, de la FAO, que entró en vigor en 2016 (caps. 8A, 11, 12, 15 y 28).

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

Persisten algunos obstáculos importantes a la participación en los instrumentos internacionales, la subsanación de las dificultades de recursos y capacidad, el fortalecimiento de la cooperación intersectorial, la coordinación y el intercambio de información en todos los niveles y la elaboración de nuevos instrumentos para hacer frente a los retos emergentes de forma oportuna (cap. 28).

La contribución concreta del progreso en el logro de otros Objetivos de Desarrollo Sostenible a la consecución de la meta 14.c se detalla en el cuadro 1, y la contribución concreta de la consecución de esa meta al progreso en el logro de otros Objetivos se detalla en el cuadro 2.

9.2. Aplicación del derecho internacional recogido en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar

La integración de las dimensiones ambiental, social y económica es el eje de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar. La Convención establece un delicado equilibrio entre la necesidad de lograr el desarrollo económico y social mediante la utilización de los océanos y sus recursos y la de conservar y gestionar esos recursos de forma sostenible y proteger y preservar el medio marino. El enfoque integrado de la gestión de los océanos reflejado en la Convención es esencial para promover el desarrollo sostenible, puesto que los enfoques sectoriales y fragmentados carecen de coherencia y podrían desembocar en soluciones poco beneficiosas para la conservación y la utilización sostenible de los océanos y sus recursos.

En muchas esferas, la Convención se ha complementado con instrumentos sectoriales más específicos. Además de sus dos acuerdos de aplicación¹⁷, existen numerosos instrumentos jurídicos mundiales y regionales que abarcan muchos aspectos de la utilización de los océa-

nos. La conservación efectiva y la utilización sostenible de los océanos y sus recursos solo podrán conseguirse con la aplicación plena y eficaz de este corpus de derecho internacional. Las medidas y los esfuerzos deberían centrarse principalmente en las carencias en materia de aplicación o de regulación, en especial en las zonas no sujetas a jurisdicción nacional.

9.3. Carencias en materia de aplicación y regulación

La insuficiencia de recursos, en particular financieros, sigue planteando graves dificultades para la protección y la preservación del medio marino y la investigación científica marina; por su parte, las limitaciones tecnológicas suelen obstaculizar el cumplimiento efectivo de las obligaciones de los Estados. También existen lagunas respecto del ámbito material (pág. ej., la falta de normas detalladas sobre los plásticos y los microplásticos) o del ámbito espacial (pág. ej., la cobertura geográfica de las organizaciones y los arreglos regionales de ordenación pesquera) de la aplicación de los instrumentos pertinentes (caps. 27 y 28). Muchos pequeños Estados insulares en desarrollo y países menos adelantados carecen de acceso a los conocimientos pormenorizados y los recursos humanos cualificados necesarios para gestionar los océanos y, a menudo, disponen de recursos limitados para gestionar las extensas zonas marinas situadas bajo su jurisdicción. Subsana esas carencias asegurará que se puedan maximizar los beneficios económicos de manera ambientalmente sostenible. Velar por el cumplimiento de las medidas de gestión en las zonas no sujetas a jurisdicción nacional plantea retos específicos debido a las lagunas en materia de regulación y a la falta de coordinación intersectorial. Esas cuestiones se están debatiendo en las Naciones Unidas en el contexto de las negociaciones intergubernamentales para elaborar un instrumento internacional jurídicamente vinculante

¹⁷ Acuerdo relativo a la Aplicación de la Parte XI de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar de 10 de Diciembre de 1982 y Acuerdo sobre la Aplicación de las Disposiciones de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar de 10 de Diciembre de 1982 relativas a la Conservación y Ordenación de las Poblaciones de Peces Transzonales y las Poblaciones de Peces Altamente Migratorios.

en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar relativo a la conservación y el uso sostenible de la diver-

sidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional (caps. 27 y 28).

Cuadro 1
Contribución de otros Objetivos de Desarrollo Sostenible a la consecución del Objetivo 14

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible que contribuyen a la consecución del Objetivo 14	Mecanismo
Limpieza de los océanos		
Meta 14.1: De aquí a 2025, prevenir y reducir significativamente la contaminación marina de todo tipo, en particular la producida por actividades realizadas en tierra, incluidos los detritos marinos y la polución por nutrientes	Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos	Mejora de la gestión de las aguas residuales
	Objetivo 7: Garantizar el acceso a una energía asequible, fiable, sostenible y moderna para todos	Mejora de las fuentes de energía y aumento de la eficiencia energética, y reducción conexa de las emisiones
	Objetivo 11: Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles	Urbanización sostenible y reducción del impacto ambiental de las ciudades
	Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles	Gestión ambientalmente racional de los productos químicos y de todos los desechos, incluso mediante la reducción de la generación de desechos
	Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible	Mejora del acceso a la ciencia, la tecnología y la innovación, aumento del intercambio de conocimientos y la transferencia de tecnología, y creación de capacidad
Protección de los ecosistemas marinos		
Meta 14.2: De aquí a 2020, gestionar y proteger sosteniblemente los ecosistemas marinos y costeros para evitar efectos adversos importantes, incluso fortaleciendo su resiliencia, y adoptar medidas para restaurarlos a fin de restablecer la salud y la productividad de los océanos	Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos	Mejora de la gestión de las aguas residuales y protección y restauración de los humedales

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible que contribuyen a la consecución del Objetivo 14	Mecanismo
<p>Meta 14.5: De aquí a 2020, conservar al menos el 10 % de las zonas costeras y marinas, de conformidad con las leyes nacionales y el derecho internacional y sobre la base de la mejor información científica disponible</p>	<p>Objetivo 7: Garantizar el acceso a una energía asequible, fiable, sostenible y moderna para todos</p>	<p>Mejora de las fuentes de energía y aumento de la eficiencia energética, y reducción conexa de las emisiones</p>
	<p>Objetivo 9: Construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y sostenible y fomentar la innovación</p>	<p>Uso de tecnologías limpias y reducción conexa de las emisiones</p>
	<p>Objetivo 11: Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles</p>	<p>Urbanización sostenible y reducción del impacto ambiental de las ciudades</p>
	<p>Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles</p>	<p>Gestión y utilización sostenibles de los recursos naturales y reducción del desperdicio en las cadenas de suministro</p>
	<p>Objetivo 13: Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos^a</p>	<p>Aplicación de medidas de mitigación del cambio climático, adaptación a él y reducción de sus efectos</p>
	<p>Objetivo 15: Proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad</p>	<p>Reducción de la degradación de los hábitats naturales y la pérdida de biodiversidad, y prevención de la extinción de especies</p>
	<p>Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible</p>	<p>Mejora del acceso a la ciencia, la tecnología y la innovación, aumento del intercambio de conocimientos y la transferencia de tecnología, y creación de capacidad</p>

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible que contribuyen a la consecución del Objetivo 14	Mecanismo
Comprensión de los océanos en pro del desarrollo sostenible		
<p>Meta 14.3: Minimizar y abordar los efectos de la acidificación de los océanos, incluso mediante una mayor cooperación científica a todos los niveles</p> <p>Meta 14.a: Aumentar los conocimientos científicos, desarrollar la capacidad de investigación y transferir tecnología marina, teniendo en cuenta los Criterios y Directrices para la Transferencia de Tecnología Marina de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental, a fin de mejorar la salud de los océanos y potenciar la contribución de la biodiversidad marina al desarrollo de los países en desarrollo, en particular los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados</p>	<p>Objetivo 9: Construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y sostenible y fomentar la innovación</p>	<p>Aumento de la investigación científica, mejora de la capacidad tecnológica de los sectores industriales de todos los países, en particular los países en desarrollo, y fomento de la innovación</p>
	<p>Objetivo 13: Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos^a</p>	<p>Aplicación de medidas de mitigación del cambio climático, adaptación a él y reducción de sus efectos</p>
	<p>Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible</p>	<p>Mejora del acceso a la ciencia, la tecnología y la innovación, aumento del intercambio de conocimientos y la transferencia de tecnología, y creación de capacidad</p>
Promoción de la seguridad en relación con los océanos		
<p>Meta 14.1: De aquí a 2025, prevenir y reducir significativamente la contaminación marina de todo tipo, en particular la producida por actividades realizadas en tierra, incluidos los detritos marinos y la polución por nutrientes</p>	<p>Objetivo 1: Poner fin a la pobreza en todas sus formas y en todo el mundo</p>	<p>Reducción de la exposición y la vulnerabilidad a los fenómenos extremos de origen climático y fomento de la resiliencia a las perturbaciones y los desastres ambientales</p>
	<p>Objetivo 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible</p>	<p>Fortalecimiento de la capacidad de adaptación al cambio climático, los fenómenos meteorológicos extremos y otros desastres</p>
	<p>Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos</p>	<p>Reducción de la contaminación, mejora de la gestión de las aguas residuales, y protección y restauración de los ecosistemas relacionados con el agua</p>

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible que contribuyen a la consecución del Objetivo 14	Mecanismo
	Objetivo 11: Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles	Reducción del número de personas afectadas por desastres, fortalecimiento de la planificación del desarrollo nacional y regional, y aplicación de políticas y planes integrados de mitigación del cambio climático y adaptación a él, resiliencia a los desastres, y desarrollo y puesta en práctica de la gestión integral de los riesgos de desastre
	Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles	Gestión ambientalmente racional de los productos químicos y de todos los desechos
	Objetivo 13: Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos ^a	Fortalecimiento de la resiliencia y la capacidad de adaptación a los desastres relacionados con el clima y otros desastres naturales, y apoyo a la reducción de sus efectos y la alerta temprana
	Objetivo 15: Proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad	Conservación, restauración y utilización sostenible de los ecosistemas terrestres y los ecosistemas interiores de agua dulce, y reducción de la degradación de los hábitats
Obtención de alimentos sostenibles de los océanos		
Meta 14.4: De aquí a 2020, reglamentar eficazmente la explotación pesquera y poner fin a la pesca excesiva, la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada y las prácticas pesqueras destructivas, y aplicar planes de gestión con fundamento científico a fin de restablecer las poblaciones de peces en el plazo más breve posible, al menos alcanzando niveles que puedan producir el máximo rendimiento sostenible de acuerdo con sus características biológicas	Objetivo 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible	Aumento de la productividad agrícola (incluidas la acuicultura y la maricultura) para asegurar la producción sostenible de alimentos y mantener los ecosistemas y la diversidad genética de las especies silvestres

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible que contribuyen a la consecución del Objetivo 14	Mecanismo
<p>Meta 14.6: De aquí a 2020, prohibir ciertas formas de subvenciones a la pesca que contribuyen a la sobrecapacidad y la pesca excesiva, eliminar las subvenciones que contribuyen a la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada y abstenerse de introducir nuevas subvenciones de esa índole, reconociendo que la negociación sobre las subvenciones a la pesca en el marco de la Organización Mundial del Comercio debe incluir un trato especial y diferenciado, apropiado y efectivo para los países en desarrollo y los países menos adelantados^b</p>	<p>Objetivo 8: Promover el crecimiento económico sostenido, inclusivo y sostenible, el empleo pleno y productivo y el trabajo decente para todos</p>	<p>Mejora de la producción y el consumo eficientes de los recursos</p>
	<p>Objetivo 9: Construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y sostenible y fomentar la innovación</p>	<p>Aumento de la investigación científica y del desarrollo, la investigación y la innovación tecnológicos en los países en desarrollo</p>
<p>Meta 14.7: De aquí a 2030, aumentar los beneficios económicos que los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados obtienen del uso sostenible de los recursos marinos, en particular mediante la gestión sostenible de la pesca, la acuicultura y el turismo</p>	<p>Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles</p>	<p>Gestión sostenible y utilización eficiente de los recursos naturales, reducción de las pérdidas de alimentos en las cadenas de producción y suministro, incluidas las pérdidas posteriores a la cosecha, fortalecimiento de la capacidad científica y tecnológica para avanzar hacia modalidades de consumo y producción más sostenibles, aplicación de métodos para lograr que el turismo siga siendo sostenible, cree puestos de trabajo y promueva los productos locales, y eliminación gradual de las subvenciones perjudiciales, cuando existan, para reflejar su impacto ambiental</p>
<p>Meta 14.b: Facilitar el acceso de los pescadores artesanales a los recursos marinos y los mercados</p>	<p>Objetivo 13: Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos^a</p>	<p>Aplicación de medidas de mitigación del cambio climático, adaptación a él y reducción de sus efectos</p>
	<p>Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible</p>	<p>Mejora del acceso a la ciencia, la tecnología y la innovación, aumento del intercambio de conocimientos y la transferencia de tecnología, y creación de capacidad</p>

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible que contribuyen a la consecución del Objetivo 14	Mecanismo
Utilización económica sostenible de los océanos		
<p>Meta 14.2: De aquí a 2020, gestionar y proteger sosteniblemente los ecosistemas marinos y costeros para evitar efectos adversos importantes, incluso fortaleciendo su resiliencia, y adoptar medidas para restaurarlos a fin de restablecer la salud y la productividad de los océanos</p> <p>Meta 14.7: De aquí a 2030, aumentar los beneficios económicos que los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados obtienen del uso sostenible de los recursos marinos, en particular mediante la gestión sostenible de la pesca, la acuicultura y el turismo</p> <p>Meta 14.c: Mejorar la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos aplicando el derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, que constituye el marco jurídico para la conservación y la utilización sostenible de los océanos y sus recursos, como se recuerda en el párrafo 158 del documento “El futuro que queremos”</p>	Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos	Mejora de la gestión de las aguas residuales y protección y restauración de los humedales
	Objetivo 7: Garantizar el acceso a una energía asequible, fiable, sostenible y moderna para todos	Mejora de las fuentes de energía y aumento de la eficiencia energética, y reducción conexa de las emisiones
	Objetivo 11: Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles	Urbanización sostenible y reducción del impacto ambiental de las ciudades
	Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles	Gestión y utilización sostenibles de los recursos naturales
	Objetivo 13: Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos ^a	Aplicación de medidas de mitigación del cambio climático, adaptación a él y reducción de sus efectos
	Objetivo 15: Proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad	Reducción de la degradación de los hábitats naturales y la pérdida de biodiversidad, y prevención de la extinción de especies
	Objetivo 16: Promover sociedades pacíficas e inclusivas para el desarrollo sostenible, facilitar el acceso a la justicia para todos y construir a todos los niveles instituciones eficaces e inclusivas que rindan cuentas	Promoción del estado de derecho en los planos nacional e internacional
	Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible	Mejora del acceso a la ciencia, la tecnología y la innovación, aumento del intercambio de conocimientos y la transferencia de tecnología, y creación de capacidad

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible que contribuyen a la consecución del Objetivo 14	Mecanismo
Aplicación eficaz del derecho internacional recogido en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar		
Meta 14.c: Mejorar la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos aplicando el derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, que constituye el marco jurídico para la conservación y la utilización sostenible de los océanos y sus recursos, como se recuerda en el párrafo 158 del documento “El futuro que queremos”	Objetivo 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible	Aseguramiento de la sostenibilidad de los sistemas de producción de alimentos, mantenimiento de los ecosistemas y fortalecimiento de la capacidad de adaptación al cambio climático, los fenómenos meteorológicos extremos, las sequías, las inundaciones y otros desastres
	Objetivo 3: Garantizar una vida sana y promover el bienestar de todos a todas las edades	Reducción de los productos químicos peligrosos, la polución y la contaminación
	Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos	Reducción de la contaminación, mejora de la gestión de las aguas residuales, y protección y restauración de los ecosistemas relacionados con el agua
	Objetivo 11: Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles	Protección y salvaguarda del patrimonio cultural y natural
	Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles	Gestión ambientalmente racional de los productos químicos y de todos los desechos a lo largo de su ciclo de vida, de conformidad con los marcos internacionales convenidos
	Objetivo 13: Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos ^a	Incorporación de medidas relativas al cambio climático en las políticas, estrategias y planes nacionales
	Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible	Mejora de la coherencia de las políticas para el desarrollo sostenible

a Reconociendo que la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático es el principal foro internacional intergubernamental para negociar la respuesta mundial al cambio climático.

b Teniendo en cuenta las negociaciones en curso en la Organización Mundial del Comercio, el Programa de Doha para el Desarrollo y el mandato de la Declaración Ministerial de Hong Kong.

Cuadro 2
Contribución del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14 a la consecución de otros Objetivos

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible a cuya consecución contribuye el Objetivo 14	Mecanismo
Meta 14.1: De aquí a 2025, prevenir y reducir significativamente la contaminación marina de todo tipo, en particular la producida por actividades realizadas en tierra, incluidos los detritos marinos y la polución por nutrientes	Objetivo 3: Garantizar una vida sana y promover el bienestar de todos a todas las edades	Reducción de los productos químicos peligrosos, la polución y la contaminación
	Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos	Reducción de la contaminación y de la emisión de productos químicos y materiales peligrosos y de aguas residuales
	Objetivo 11: Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles	Urbanización sostenible y reducción del impacto ambiental de las ciudades
	Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles	Gestión ambientalmente racional de los productos químicos y de todos los desechos, incluso mediante la reducción de la generación de desechos
	Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible	Mejora del acceso a la ciencia, la tecnología y la innovación, aumento del intercambio de conocimientos y la transferencia de tecnología, y creación de capacidad
Meta 14.2: De aquí a 2020, gestionar y proteger sosteniblemente los ecosistemas marinos y costeros para evitar efectos adversos importantes, incluso fortaleciendo su resiliencia, y adoptar medidas para restaurarlos a fin de restablecer la salud y la productividad de los océanos	Objetivo 1: Poner fin a la pobreza en todas sus formas y en todo el mundo	Reducción de la exposición y la vulnerabilidad a los fenómenos extremos de origen climático y fomento de la resiliencia a las perturbaciones y los desastres ambientales
	Objetivo 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible	Aumento de la productividad agrícola (incluidas la acuicultura y la maricultura) para asegurar la producción sostenible de alimentos y mantener los ecosistemas y la diversidad genética de las especies silvestres
	Objetivo 8: Promover el crecimiento económico sostenido, inclusivo y sostenible, el empleo pleno y productivo y el trabajo decente para todos	Creación de oportunidades de crecimiento económico sostenido y de turismo sostenible
	Objetivo 11: Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles	Preservación de los ecosistemas que brindan protección a las comunidades costeras frente a los desastres, y apoyo a esos ecosistemas

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible a cuya consecución contribuye el Objetivo 14	Mecanismo
	Objetivo 13: Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos ^a	Contribución a la resiliencia a los riesgos relacionados con el clima
Meta 14.3: Minimizar y abordar los efectos de la acidificación de los océanos, incluso mediante una mayor cooperación científica a todos los niveles	Objetivo 1: Poner fin a la pobreza en todas sus formas y en todo el mundo	Reducción de la exposición y fomento de la resiliencia a las perturbaciones y los desastres ambientales
	Objetivo 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible	Aseguramiento de la sostenibilidad de los sistemas de producción de alimentos, mantenimiento de los ecosistemas, fortalecimiento de la capacidad de adaptación al cambio climático y aumento de la cooperación en materia de investigación y desarrollo tecnológico
	Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles	Apoyo al fortalecimiento de la capacidad científica y tecnológica de los países en desarrollo
	Objetivo 13: Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos ^a	Aplicación de medidas de mitigación del cambio climático, adaptación a él y reducción de sus efectos
	Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible	Mejora del acceso a la ciencia, la tecnología y la innovación, aumento del intercambio de conocimientos y la transferencia de tecnología, y creación de capacidad
Meta 14.4: De aquí a 2020, reglamentar eficazmente la explotación pesquera y poner fin a la pesca excesiva, la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada y las prácticas pesqueras destructivas, y aplicar planes de gestión con fundamento científico a fin de restablecer las poblaciones de peces en el plazo más breve posible, al menos alcanzando niveles que puedan producir el máximo rendimiento sostenible de acuerdo con sus características biológicas	Objetivo 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible	Aumento de la productividad agrícola (incluidas la acuicultura y la maricultura) para asegurar la producción sostenible de alimentos y mantener los ecosistemas y la diversidad genética de las especies silvestres
	Objetivo 8: Promover el crecimiento económico sostenido, inclusivo y sostenible, el empleo pleno y productivo y el trabajo decente para todos	Apoyo a las actividades productivas

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible a cuya consecución contribuye el Objetivo 14	Mecanismo
	Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles	Logro de la gestión sostenible y la utilización eficiente de los recursos naturales, reducción de las pérdidas de alimentos en las cadenas de producción y suministro, incluidas las pérdidas posteriores a la cosecha, fortalecimiento de la capacidad científica y tecnológica para avanzar hacia modalidades de consumo y producción más sostenibles, y eliminación gradual de las subvenciones perjudiciales
	Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible	Mejora de las alianzas para el desarrollo sostenible
Meta 14.5: De aquí a 2020, conservar al menos el 10 % de las zonas costeras y marinas, de conformidad con las leyes nacionales y el derecho internacional y sobre la base de la mejor información científica disponible	Objetivo 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible	Mantenimiento de los ecosistemas, fortalecimiento de la capacidad de adaptación al cambio climático y aumento de la cooperación en materia de investigación y desarrollo tecnológico
	Objetivo 11: Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles	Preservación de los ecosistemas que brindan protección a las comunidades costeras frente a los desastres, y apoyo a esos ecosistemas
	Objetivo 15: Proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad	Reducción de la degradación de los hábitats naturales y la pérdida de biodiversidad, y prevención de la extinción de especies
	Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible	Mejora del acceso a la ciencia, la tecnología y la innovación, aumento del intercambio de conocimientos y la transferencia de tecnología, y creación de capacidad

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible a cuya consecución contribuye el Objetivo 14	Mecanismo
<p>Meta 14.6: De aquí a 2020, prohibir ciertas formas de subvenciones a la pesca que contribuyen a la sobrecapacidad y la pesca excesiva, eliminar las subvenciones que contribuyen a la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada y abstenerse de introducir nuevas subvenciones de esa índole, reconociendo que la negociación sobre las subvenciones a la pesca en el marco de la Organización Mundial del Comercio debe incluir un trato especial y diferenciado, apropiado y efectivo para los países en desarrollo y los países menos adelantados^b</p>	<p>Objetivo 8: Promover el crecimiento económico sostenido, inclusivo y sostenible, el empleo pleno y productivo y el trabajo decente para todos</p>	<p>Apoyo a las actividades productivas</p>
	<p>Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles</p>	<p>Logro de la gestión sostenible y la utilización eficiente de los recursos naturales, reducción de las pérdidas de alimentos en las cadenas de producción y suministro, incluidas las pérdidas posteriores a la cosecha, fortalecimiento de la capacidad científica y tecnológica para avanzar hacia modalidades de consumo y producción más sostenibles, y eliminación gradual de las subvenciones perjudiciales</p>
	<p>Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible</p>	<p>Mejora de las alianzas para el desarrollo sostenible</p>
<p>Meta 14.7: De aquí a 2030, aumentar los beneficios económicos que los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados obtienen del uso sostenible de los recursos marinos, en particular mediante la gestión sostenible de la pesca, la acuicultura y el turismo</p>	<p>Objetivo 1: Poner fin a la pobreza en todas sus formas y en todo el mundo</p>	<p>Reducción de la exposición y fomento de la resiliencia a las perturbaciones y los desastres ambientales</p>

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible a cuya consecución contribuye el Objetivo 14	Mecanismo
	Objetivo 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible	Aumento de la productividad agrícola (incluidas la acuicultura y la maricultura) para asegurar la producción sostenible de alimentos y mantener los ecosistemas y la diversidad genética de las especies silvestres
	Objetivo 8: Promover el crecimiento económico sostenido, inclusivo y sostenible, el empleo pleno y productivo y el trabajo decente para todos	Creación de oportunidades de crecimiento económico sostenido y de turismo sostenible
	Objetivo 9: Construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y sostenible y fomentar la innovación	Aumento de la investigación científica, mejora de la capacidad tecnológica de los sectores industriales de todos los países, en particular los países en desarrollo, y fomento de la innovación
	Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles	Logro de la gestión sostenible y la utilización eficiente de los recursos naturales, y fortalecimiento de la capacidad científica y tecnológica
	Objetivo 13: Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos ^a	Aplicación de medidas de mitigación del cambio climático, adaptación a él y reducción de sus efectos
	Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible	Mejora del acceso a la ciencia, la tecnología y la innovación, aumento del intercambio de conocimientos y la transferencia de tecnología, y creación de capacidad
Meta 14.a: Aumentar los conocimientos científicos, desarrollar la capacidad de investigación y transferir tecnología marina, teniendo en cuenta los Criterios y Directrices para la Transferencia de Tecnología Marina de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental, a fin de mejorar la salud de los océanos y potenciar la contribución de la biodiversidad marina al desarrollo de los países en desarrollo, en particular los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados	Objetivo 9: Construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y sostenible y fomentar la innovación	Aumento de la investigación científica, mejora de la capacidad tecnológica de los sectores industriales de todos los países, en particular los países en desarrollo, y fomento de la innovación

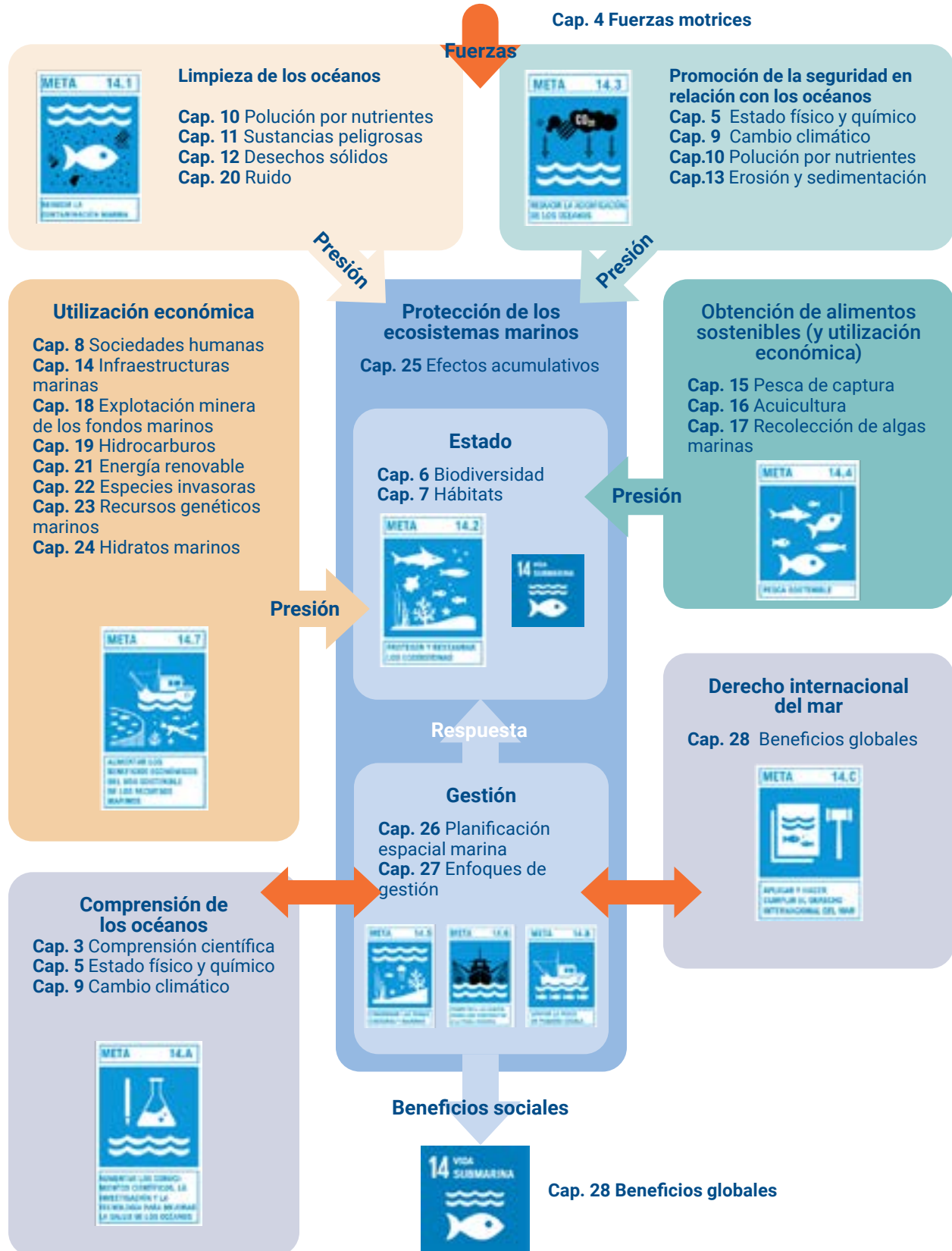
Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible a cuya consecución contribuye el Objetivo 14	Mecanismo
	Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles	Logro de la gestión sostenible y la utilización eficiente de los recursos naturales, y fortalecimiento de la capacidad científica y tecnológica
	Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible	Mejora del acceso a la ciencia, la tecnología y la innovación, aumento del intercambio de conocimientos y la transferencia de tecnología, y creación de capacidad
Meta 14.b: Facilitar el acceso de los pescadores artesanales a los recursos marinos y los mercados	Objetivo 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible	Aumento de la productividad agrícola (incluidas la acuicultura y la maricultura) para asegurar la producción sostenible de alimentos y mantener los ecosistemas y la diversidad genética de las especies silvestres
	Objetivo 8: Promover el crecimiento económico sostenido, inclusivo y sostenible, el empleo pleno y productivo y el trabajo decente para todos	Mejora de la producción y el consumo eficientes de los recursos
	Objetivo 9: Construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y sostenible y fomentar la innovación	Aumento de la investigación científica y del desarrollo, la investigación y la innovación tecnológicas en los países en desarrollo
	Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles	Gestión sostenible y utilización eficiente de los recursos naturales, y aplicación de instrumentos para vigilar los efectos en el desarrollo sostenible a fin de lograr un turismo sostenible que cree puestos de trabajo y promueva la cultura y los productos locales
	Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible	Mejora del acceso a la ciencia, la tecnología y la innovación, aumento del intercambio de conocimientos y la transferencia de tecnología, y creación de capacidad

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible a cuya consecución contribuye el Objetivo 14	Mecanismo
<p>Meta 14.c: Mejorar la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos aplicando el derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, que constituye el marco jurídico para la conservación y la utilización sostenible de los océanos y sus recursos, como se recuerda en el párrafo 158 del documento</p> <p>“El futuro que queremos”</p>	<p>Objetivo 2: Poner fin al hambre, lograr la seguridad alimentaria y la mejora de la nutrición y promover la agricultura sostenible</p>	<p>Aseguramiento de la sostenibilidad de los sistemas de producción de alimentos, mantenimiento de los ecosistemas y fortalecimiento de la capacidad de adaptación al cambio climático, los fenómenos meteorológicos extremos, las sequías, las inundaciones y otros desastres</p>
	<p>Objetivo 3: Garantizar una vida sana y promover el bienestar de todos a todas las edades</p>	<p>Reducción de los productos químicos peligrosos, la polución y la contaminación</p>
	<p>Objetivo 6: Garantizar la disponibilidad y la gestión sostenible del agua y el saneamiento para todos</p>	<p>Reducción de la contaminación, mejora de la gestión de las aguas residuales, y protección y restauración de los ecosistemas relacionados con</p>
	<p>Objetivo 7: Garantizar el acceso a una energía asequible, fiable, sostenible y moderna para todos</p>	<p>Mejora de las fuentes de energía y aumento de la eficiencia energética, y reducción conexa de las emisiones</p>
	<p>Objetivo 11: Lograr que las ciudades y los asentamientos humanos sean inclusivos, seguros, resilientes y sostenibles</p>	<p>Urbanización sostenible y reducción del impacto ambiental de las ciudades, y protección y salvaguarda del patrimonio cultural y natural</p>
	<p>Objetivo 12: Garantizar modalidades de consumo y producción sostenibles</p>	<p>Gestión y utilización sostenibles de los recursos naturales, y gestión ambientalmente racional de los productos químicos y de todos los desechos a lo largo de su ciclo de vida, de conformidad con los marcos internacionales convenidos</p>
	<p>Objetivo 13: Adoptar medidas urgentes para combatir el cambio climático y sus efectos^a</p>	<p>Aplicación de medidas de mitigación del cambio climático, adaptación a él y reducción de sus efectos, e incorporación de medidas relativas al cambio climático en las políticas, estrategias y planes nacionales</p>

Metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14	Objetivos de Desarrollo Sostenible a cuya consecución contribuye el Objetivo 14	Mecanismo
	Objetivo 15: Proteger, restablecer y promover el uso sostenible de los ecosistemas terrestres, gestionar sosteniblemente los bosques, luchar contra la desertificación, detener e invertir la degradación de las tierras y detener la pérdida de biodiversidad	Reducción de la degradación de los hábitats naturales y la pérdida de biodiversidad, y prevención de la extinción de especies
	Objetivo 16: Promover sociedades pacíficas e inclusivas para el desarrollo sostenible, facilitar el acceso a la justicia para todos y construir a todos los niveles instituciones eficaces e inclusivas que rindan cuentas	Promoción del estado de derecho en los planos nacional e internacional
	Objetivo 17: Fortalecer los medios de implementación y revitalizar la Alianza Mundial para el Desarrollo Sostenible	Mejora de la coherencia de las políticas para el desarrollo sostenible

- a* Reconociendo que la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático es el principal foro internacional intergubernamental para negociar la respuesta mundial al cambio climático.
- b* Teniendo en cuenta las negociaciones en curso en la Organización Mundial del Comercio, el Programa de Doha para el Desarrollo y el mandato de la Declaración Ministerial de Hong Kong.

Panorama de subobjetivos del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14 y capítulos correspondientes



Parte dos

Introducción

Capítulo 2

Enfoque

de la evaluación

Contribuidores: María João Bebianno, Hilconida Calumpong, Sanae Chiba, Karen Evans, Carlos García-Soto, Osman Keh Kamara, Enrique Marschoff, Essam Yassin Mohammed, Henn Ojaveer, Chul Park, Ylenia Randrianarisoa, Renison Ruwa, Jörn Schmidt, Alan Simcock, Anastasia Strati, Joshua Tuhumwire, Ca Thanh Vu, Juying Wang y Tymon Zielinski (Grupo de Expertos del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos).

Ideas clave

- La segunda *Evaluación Mundial de los Océanos* tiene por objeto actualizar la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* analizando los cambios que han tenido lugar en los océanos de todo el mundo desde 2010 y las tendencias conexas.
- También presenta una sinopsis de algunos aspectos que no se trataron íntegramente en la primera Evaluación, como los aportes de ruido antropógeno, los hidratos marinos, los efectos acumulativos, la planificación espacial marina y los enfoques de gestión.
- Sigue, aunque con modificaciones, el marco fuerzas motrices-presiones-estado-impacto-respuesta, y es producto de una serie de talleres celebrados para obtener información y contribuciones específicas de cada región, un proceso de revisión por pares y un proceso de examen por parte de los Estados.

1. Propósito de la segunda *Evaluación Mundial de los Océanos*

El propósito de la segunda *Evaluación Mundial de los Océanos* se deriva de los principios rectores del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos, y su objetivo y alcance, que figuran en las decisiones pertinentes de la Asamblea General, el Grupo de Trabajo Plenario Especial de la Asamblea General sobre el Proceso Ordinario y su Mesa. El objetivo general se define en las recomendaciones del Grupo de Trabajo sobre la propuesta de marco del Proceso Ordinario (A/64/347, anexo) de la siguiente manera:

El proceso ordinario de las Naciones Unidas sería reconocido como el mecanismo mundial para examinar con carácter permanente y sistemático el estado del medio marino, incluidos los aspectos socioeconómicos, pues proporcionaría evaluaciones periódicas en los planos mundial y suprarregional, así como una visión integrada de los aspectos medioambientales, económicos y sociales. Las evaluaciones se tomarían como base al adoptar decisiones y contribuirían de este modo a gestionar de forma sostenible las actividades humanas que afectan a los océanos y los mares, de conformidad con el derecho internacional, en particular la Convención de las Naciones Unidas sobre el

Derecho del Mar y otros instrumentos e iniciativas internacionales aplicables.

La Asamblea General hizo suyas las recomendaciones del Grupo de Trabajo en su resolución 64/71 y refirmó los principios rectores del Proceso Ordinario y su objetivo y alcance en la resolución 71/257.

En cuanto a los principios rectores del Proceso Ordinario, el Grupo de Trabajo señala en sus recomendaciones que:

El proceso ordinario se fundamentaría en el derecho internacional, en particular la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar y otros instrumentos e iniciativas internacionales aplicables, y debería referirse a los principios siguientes:

- a) La consideración de los océanos como parte integral del sistema Tierra;
- b) La evaluación periódica por los Estados Miembros de los productos de la evaluación y del propio proceso ordinario como apoyo de una gestión adaptable;
- c) La utilización de conocimientos científicos sólidos y la promoción de la excelencia científica;
- d) La realización de análisis periódicos para detectar cuanto antes los problemas incipientes, los cambios significativos y las lagunas en materia de conocimientos;

- e) La mejora permanente de la capacidad científica y de evaluación, lo que incluye la promoción y el diseño de actividades de creación de capacidad y la transferencia de tecnología;
- f) El establecimiento de vínculos eficaces con las instancias normativas y otros usuarios;
- g) La inclusividad en lo que respecta a la comunicación y la colaboración con todos los interesados facilitándoles los medios adecuados para su participación, en particular mediante una representación adecuada y un equilibrio regional a todos los niveles;
- h) El reconocimiento y la utilización de los conocimientos y los principios tradicionales e indígenas;
- i) La transparencia y la rendición de cuentas en relación con el proceso ordinario y sus productos;
- j) El intercambio de información a todos los niveles;
- k) El establecimiento y la ampliación de vínculos con los procesos de evaluación exis-

tentes, en particular en los planos regional y nacional;

- l) El respeto de la representación geográfica equitativa en todas las actividades del proceso ordinario.

En el primer ciclo, la finalidad del Proceso Ordinario y la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* era establecer una base de referencia sobre todos los aspectos de los océanos, tanto medioambientales como sociales y económicos. En su resolución 72/73, la Asamblea General decidió que en el segundo ciclo se pasara a la evaluación de tendencias y la detección de carencias.

La presente Evaluación, que es el primer trabajo de seguimiento de la primera Evaluación, tiene como finalidad ofrecer una panorámica global de las tendencias registradas desde 2010 en todos los aspectos de los océanos. Además, informa sobre algunos aspectos de los océanos que no se trataron íntegramente en la primera Evaluación, como el ruido antropógeno, los hidratos marinos, los efectos acumulativos, la planificación espacial marina y los enfoques de gestión.

2. Principales destinatarios y marco de la segunda *Evaluación Mundial de los Océanos*

El Proceso Ordinario rinde cuentas principalmente ante la Asamblea General (véase A/65/358). Dado que el objetivo del Proceso Ordinario es servir de base al adoptar decisiones y contribuir de este modo a gestionar de forma sostenible las actividades humanas que afectan a los océanos y los mares, los principales destinatarios de la presente Evaluación son las personas de todos los sectores que vayan a adoptar decisiones que repercutan en el medio marino, ya que necesitan tener una panorámica del medio marino en conjunto y, al mismo tiempo, centrarse en los aspectos más pertinentes para su ámbito de trabajo.

Esta Evaluación sigue, aunque con algunas modificaciones, el marco fuerzas motrices-pre-

siones-estado-impactos-respuesta, que se explica en el capítulo 3 de la primera Evaluación. Este enfoque modificado es producto de las discusiones mantenidas en la primera ronda de talleres regionales (véase más adelante) sobre la estructura de la Evaluación. En consecuencia, en esta Evaluación:

- a) Se presentan las fuerzas motrices que generan cambios en los océanos (parte 3);
- b) Se describen las tendencias registradas en el estado actual de los principales componentes del medio marino, como los grupos de especies, los tipos de hábitats y la sociedad, incluidas las industrias marítimas (parte 4);

- c) Se definen las presiones y sus impactos en los océanos, abarcando también los componentes socioeconómicos pertinentes (parte 5);
- d) Se describen las novedades respecto de las medidas de gestión adoptadas en res-

puesta a esas presiones e impactos (parte 6).

En esta parte se ofrece también una sinopsis de la comprensión actual de los océanos, a fin de presentar el contexto de la Evaluación.

3. Preparación de la segunda *Evaluación Mundial de los Océanos*

La presente Evaluación ha sido elaborada por el Grupo de Expertos del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos, y por equipos de redacción compuestos por integrantes de la reserva de expertos con arreglo al mandato y los métodos de trabajo del Grupo de Expertos para el segundo ciclo del Proceso Ordinario y las directrices para los contribuidores preparadas por él.

El Grupo de Expertos se constituyó a fin de supervisar la labor necesaria para llevar a cabo esta Evaluación, y está formado por expertos propuestos por los grupos regionales de Estados Miembros de las Naciones Unidas. La redacción y la revisión de los capítulos de la Evaluación corrió a cargo de integrantes tanto del Grupo de Expertos como de la reserva de expertos. Esta está integrada por expertos que formaron parte de la reserva de expertos en el primer ciclo del Proceso Ordinario y por otros propuestos por los Estados específicamente para el segundo ciclo.

El proceso de preparación de esta Evaluación comenzó con la definición de la estructura por parte del Grupo de Expertos. La estructura inicial, basada en la de la primera Evaluación, estaba integrada por un resumen seguido de cuatro partes centradas en componentes oceánicos, a saber: los océanos y su circulación, la red alimentaria, las aguas costeras y los mares epicontinentales, y el mar abierto. Este proyecto de estructura se discutió en la ronda inicial de talleres regionales, cinco en total, que se celebraron en 2017, en los que se trataron los resultados de la primera Evaluación, se examinaron las evaluaciones regio-

nales recientes y se definieron las prioridades regionales para incorporarlas a la presente Evaluación. A raíz de las aportaciones de las personas que asistieron a los talleres, el Grupo modificó el proyecto de estructura de la evaluación para tener en cuenta las dos sugerencias principales, a saber, que se siguiera más explícitamente el marco fuerzas motrices-presiones-estado-impacto-respuesta, reconocido a nivel internacional (Smeets y Weterings, 1999), y que se trataran específicamente cuestiones de gestión. La estructura revisada se plasmó en el esbozo de la presente Evaluación, que el Grupo de Trabajo Plenario Especial consideró, modificó y aprobó en su décima reunión.

A fin de perfilar el contenido de los capítulos, en 2018 se llevó a cabo una segunda ronda de talleres regionales, a los que asistieron miembros del Grupo de Expertos y expertos (incluidos miembros de la reserva de expertos y personas propuestas para los equipos de redacción) propuestos por los Estados, en especial de las regiones en cuestión. Los talleres se dedicaron a desarrollar capítulos concretos de la Evaluación, y los participantes señalaron contribuciones regionales, necesidades regionales de creación de capacidad y otras cuestiones.

El Grupo de Expertos se aseguró de que la composición de los equipos de redacción fuera adecuada y presentó las listas de integrantes a la Mesa del Grupo de Trabajo Plenario Especial para que las aprobara. Los miembros de los equipos de redacción se eligieron de diferentes maneras: varios expertos con los conocimientos pertinentes ya formaban parte de la reserva de expertos y aceptaron participar en la redacción cuando el Grupo les preguntó,

otros participaron en un taller regional y posteriormente fueron propuestos para integrar la reserva de expertos, y otros se incorporaron al proyecto cuando el Grupo pidió especialistas de ámbitos concretos o tras presentarse por iniciativa propia. Los equipos de redacción llevaron a cabo su labor principalmente mediante videoconferencias y correspondencia.

Las directrices para los contribuidores fueron elaboradas por el Grupo de Expertos y en ellas se trataron, entre otras cosas, la necesidad de presentar una panorámica global, la manera de describir los riesgos, el modo de gestionar la incertidumbre y los valores éticos concernientes a la autoría y la evaluación de material para el Proceso Ordinario (AGNU, 2017b; AGNU, 2018a). Los miembros y los comiembros principales del Grupo para cada capítulo dieron orientación sobre los tipos aceptables de información y sobre cómo alcanzar un equilibrio en el capítulo. Era tarea de los miembros del equipo de redacción de cada capítulo considerar el equilibrio general del borrador del capítulo y asegurar, en la medida de lo posible, que cada capítulo se basara en los mejores datos e información disponibles y que las conclusiones que

se formularan fueran sólidas y estuvieran bien fundamentadas.

El borrador de cada capítulo, una vez concluido y considerado listo para ser revisado por pares, se envió para que fuera revisado por al menos dos integrantes de la reserva de expertos. Estas personas actuaron con total independencia y no participaron en la redacción del capítulo que revisaron. Se les pidió que evaluaran el capítulo desde el punto de vista del equilibrio general y que consideraran si se habían utilizado los mejores datos e información disponibles y si las conclusiones eran sólidas y estaban bien fundamentadas.

Una vez revisados y modificados posteriormente por el correspondiente equipo de redacción, los capítulos se compilaron y editaron a fin de producir un documento integrado que se sometió al examen de los Estados. Tras este examen, los equipos de redacción volvieron a modificar los capítulos y se compiló un proyecto final de evaluación, que el Grupo de Expertos presentó al Grupo de Trabajo Plenario Especial para que este le autorizara a presentarlo a la Asamblea General.

4. Terminología

Es importante distinguir entre la terminología que se utiliza en la descripción científica de los océanos y la terminología jurídica que se emplea para describir los derechos y las obligaciones de los Estados en los océanos. A excepción de algunos aspectos de la plataforma continental más allá de las 200 millas marinas, los límites de las zonas marítimas establecidas en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar no se basan en criterios geomorfológicos.

En la presente Evaluación, a menos que se indique otra cosa, el término "plataforma continental" se refiere a la plataforma continental geomorfológica, y no a la plataforma continental definida en la Convención (véanse en particular los capítulos 7J, 7M y 7N). La plataforma continental geomorfológica suele definirse

como la extensión submarina de un continente o isla hasta el punto en que existe una marcada discontinuidad en el talud y el talud continental comienza a descender hasta la emersión continental o la llanura abisal (Hobbs, 2003).

De igual modo, el término "mar abierto" se refiere a la columna de agua de las zonas profundas que están más allá de la plataforma continental geomorfológica (es decir, mar adentro). Abarca el conjunto de la columna de agua (zona pelágica) fuera de la plataforma continental geomorfológica.

El término "aguas profundas" se refiere al fondo marino de las zonas profundas que están más allá de la plataforma continental geomorfológica (es decir, mar adentro). Es la zona bentónica de las zonas profundas (normalmente de más de 200 m de profundidad).

Por otro lado, el término "zonas no sujetas a jurisdicción nacional" hace referencia a la alta mar y la Zona (es decir, los fondos marinos y

oceánicos y su subsuelo fuera de los límites de la jurisdicción nacional), definidas en la Convención

5. Agradecimientos

Es muy importante destacar que para llevar a cabo la presente Evaluación se ha contado con recursos del presupuesto ordinario de las Naciones Unidas, lo que ha facilitado considerablemente el trabajo.

Ninguno de los miembros del Grupo de Expertos ni de la reserva de expertos recibió remuneración alguna.

El Proceso Ordinario da las gracias a Alemania, Australia, el Brasil, el Ecuador, los Estados Unidos de América, Estonia, Ghana, Grecia, Indonesia, el Japón, Malta, Nueva Zelanda, Pa-

lau, Polonia, Portugal, Qatar, el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte, la República de Corea, la República Unida de Tanzania, Tailandia y Ucrania por el apoyo prestado a la presente Evaluación. También prestaron apoyo la Comisión Oceanográfica Intergubernamental, la Comisión Permanente del Pacífico Sur y un donante privado anónimo. El Proceso Ordinario agradece también a Estonia, Irlanda, Nueva Zelanda, los Países Bajos y la República de Corea las contribuciones voluntarias aportadas al fondo fiduciario para el Proceso Ordinario durante el segundo ciclo.

Bibliografía

- Asamblea General de las Naciones Unidas (AGNU) (2010). Resolución 64/71, párr. 177. Véase también la resolución 72/73, párr. 302.
- _____ (2016). Resolución 71/257, relativa a los océanos y el derecho del mar, párr. 299.
- _____ (2017a). Resolución 72/73, relativa a los océanos y el derecho del mar, párrs. 304 y 330.
- _____ (2017b). Directrices para los contribuidores, parte I (A/72/494, anexo IV).
- _____ (2018a). Directrices para los contribuidores, parte II (A/73/74, anexo II).
- Hobbs, Carl, III (2003). Continental Shelf. En *Encyclopedia of Geomorphology*, ed. Andrew Goudie, Routledge, Londres y Nueva York.
- Naciones Unidas, Grupo de Trabajo Plenario Especial de la Asamblea General sobre el Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos. Informe sobre la labor del Grupo de Trabajo Plenario Especial encargado de recomendar a la Asamblea General el rumbo futuro del proceso ordinario de presentación de informes y evaluación del estado del medio marino a escala mundial, incluidos los aspectos socioeconómicos (A/64/347, anexo, párrs. 7 y 9).
- Smeets, E. y R. Weterings (1999). *Environmental indicators: typology and overview*. Informe técnico No. 25/1999. Agencia Europea de Medio Ambiente, Copenhague.

Capítulo 3

Comprensión científica de los océanos

Contribuidores: Bing Qiao (coordinador), Paulo Antunes Horta, Nene Bi Trace Boniface, Sanae Chiba (corresponsable), Mohammad Zahedur Rahman Chowdhury, Carlos Francisco Andrade, Antonio Di Natale, Karen Evans, Carlos García-Soto (corresponsable), Enrique R. Marschoff, Colin Moffat, Jocelyne Mpemba Kazadi, Henn Ojaveer, Renison Ruwa (responsable), Jörn Schmidt (corresponsable), Hoinsoude Segniagbeto, Sekou Tidiane Bangoura, Kedong Yin, Tymon Zielinski (corresponsable) y Chang-Ik Zhang.

Ideas clave

- Las innovaciones en materia de tecnología e ingeniería realizadas en los sensores y las plataformas autónomas de observación han aumentado sustancialmente las observaciones de los océanos y han permitido recoger datos con una mayor resolución temporal y espacial.
- Se han impulsado el establecimiento de redes y la coordinación entre los programas regionales de observación, lo que ha facilitado la coordinación y la integración de los esfuerzos y la estandarización o armonización de los métodos de observación.
- Siguen existiendo disparidades en cuanto a la comprensión a nivel mundial y lagunas de conocimientos a nivel regional continental, en particular en África, América del Sur y Oceanía.
- La mayoría de las redes de observación no consideran los aspectos económicos, sociales y culturales de los océanos y, por tanto, no existen observaciones de acceso público específicas sobre estos aspectos en formatos estandarizados a escala regional y mundial; quizás se podrían conseguir trabajando en nuevas cuentas nacionales.

1. Introducción

En el presente capítulo se describen los cambios registrados en la base científica de la comprensión del medio marino. Se considera que la ciencia con base empírica es la base para conocer todos los aspectos de nuestro mundo. Las ciencias naturales son particularmente importantes para descubrir el medio ambiente y avanzar en su comprensión, mientras que las ciencias sociales y las humanidades son importantes para comprender los valores asociados al medio marino y la conducta humana tanto al usar como al valorar los océanos. En conjunto, estas disciplinas son esenciales para comprender las dificultades a las que se enfrenta la humanidad —personas, comunidades y sociedades— para lograr el uso sostenible del medio marino de manera que se preserven esos valores y se asegure la conservación del medio marino. En las ciencias del mar se promueve de manera creciente la adopción de enfoques interdisciplinarios y transdisciplinarios, y diversos órganos internacionales de financiación, como BiodivERsA,¹ JPI Oceans² y Belmont Forum,³ y organismos nacionales, así

como otras entidades mediante esfuerzos e iniciativas de diplomacia científica.^{4,5} han implementado nuevos mecanismos de financiación en apoyo de esos enfoques.

En este capítulo se presenta una sinopsis de los avances científicos que conforman la base de la comprensión de los océanos, así como de los cambios registrados en la capacidad científica desde que se publicó la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017c). Se resumen los avances científicos y los progresos realizados en materia de capacidad científica y se actualiza el contenido del capítulo 3 de la primera Evaluación, relativo a la comprensión científica de los servicios ecosistémicos (Naciones Unidas, 2017a), y el capítulo 30 también de la primera Evaluación, sobre las investigaciones científicas marinas (Naciones Unidas, 2017b). No obstante, no se ofrece una actualización sobre el concepto de servicios ecosistémicos ni se explica detalladamente el nuevo concepto de contribuciones de la naturaleza a las personas, dimanante de un informe reciente de la Plataforma Intergu-

¹ Véase www.biodiversa.org.

² Véase <http://jpi-oceans.eu>.

³ Véase www.belmontforum.org.

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

⁵ Véase <https://meetings.pices.int>.

bernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES) (Pascual *et al.*, 2017), ya que ambas cuestiones se tratan en el capítulo 28 de la presente Evaluación.

En este capítulo también se abordan los avances de carácter más general registrados desde que se publicó la primera Evaluación en relación

con determinadas disciplinas y el modo en que han cambiado la comprensión de los océanos (véase la secc. 2). Se resumen los cambios regionales clave (véase la secc. 3), se indican los cambios que cabría esperar en los próximos años (véase la secc. 4) y se presentan sendas sinopsis de las carencias en materia de conocimientos (véase la secc. 5) y las carencias en materia de creación de capacidad (sección 6).

2. Descripción de los cambios registrados en los datos, la tecnología y los modelos desde la publicación de la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* y consecuencias para la comprensión general de los océanos, incluidas las consecuencias socioeconómicas

De acuerdo con Valdés *et al.* (Comisión Oceanográfica Intergubernamental (UNESCO-COI), 2017a), se presentan los cambios y el aumento de la comprensión científica en ocho categorías globales de disciplinas de investigación científica marina, a saber: a) las funciones y los procesos de los ecosistemas marinos, b) los océanos y el clima, c) la corteza oceánica y los peligros geológicos marinos, d) el crecimiento azul, e) la salud de los océanos, f) la salud y el bienestar de las personas, g) la tecnología y la ingeniería oceánicas, y h) las observaciones oceánicas y los datos marinos. Gracias a las innovaciones en materia de tecnología e ingeniería realizadas en los sensores (pág. ej., Wang *et al.*, 2019) y las plataformas de observación autónomas (Zolich *et al.*, 2019), ha sido posible recopilar datos con mayor resolución temporal y espacial y llevar a cabo observaciones en zonas remotas (Camus *et al.*, 2019). Los sensores económicos y fáciles de usar, junto con las aplicaciones móviles, la mayor participación ciudadana (pág. ej., Simoniello *et al.*, 2019) y la implantación de sensores en embarcaciones no científicas, también facilitan la recogida de más datos procedentes de observaciones oceánicas (Jiang *et al.*, 2019). Ello ha aumentado la comprensión de los sistemas físicos y biogeoquímicos de los océanos (pág. ej., Moore *et al.*, 2019) y facilitado el desarrollo

de la capacidad en materia de alerta temprana y previsión de peligros (Luther *et al.*, 2017). Se han elaborado conjuntos de datos y métodos para evaluar con precisión las emisiones antropógenas de CO₂ y su redistribución en la atmósfera, los océanos y la biosfera terrestre (Le Quéré *et al.*, 2018).

Los avances en informática y estadística para analizar grandes conjuntos de datos, por ejemplo mediante el aprendizaje automático y la inteligencia artificial, han dado lugar a su vez a avances en la teleobservación y en la utilidad de los conjuntos de datos oceánicos, en especial en los ámbitos del seguimiento y la vigilancia de las pesquerías (Toonen y Bush, 2020) y la gestión de la bioinvasión (Koerich *et al.*, 2020). Los avances en los enfoques genómicos de la observación oceánica, por métodos como el ADN ambiental (Ruppert *et al.*, 2019), están mejorando la comprensión de la distribución y la composición de las especies (Canónico *et al.*, 2019) de los océanos y suministrando más información sobre las redes alimentarias, las relaciones tróficas y los vínculos de las especies en las distintas regiones. Se han elaborado nuevos marcos y herramientas para detectar y evaluar el impacto global de múltiples presiones en los ecosistemas marinos (Stelzenmüller *et al.*, 2018; véase también

el cap. 25), que además permiten explorar distintas opciones de gestión para lograr el desarrollo sostenible de la sociedad (Halpern *et al.*, 2017; Audzijonyte *et al.*, 2019). Se han puesto en marcha proyectos como Seabed 2030⁶ de The Nippon Foundation y la Carta Batimétrica General de los Océanos, con el ambicioso objetivo de cartografiar el 100 % del fondo oceánico para 2030.

A fin de desarrollar las observaciones oceánicas a nivel mundial dentro de un sistema integrado y lograr que los datos oceánicos sean comparables, se han promovido el establecimiento de redes y la coordinación entre los programas de observación regionales (Moltmann *et al.*, 2019). Se están estandarizando y armo-

nizando los métodos de observación mediante iniciativas internacionales como la relativa a las variables climáticas esenciales, del Sistema Mundial de Observación del Clima (Bojinski *et al.*, 2014), y la relativa a las variables oceánicas esenciales, del Sistema Mundial de Observación del Océano (Miloslavich *et al.*, 2018). Se han propuesto principios y servicios de datos encontrables, accesibles, interoperables y reutilizables en relación con los océanos (Tanhua *et al.*, 2019a) y se han establecido plataformas para compartir las mejores prácticas relativas a la observación de los océanos, el intercambio de datos y los diálogos comunitarios (Pearlman *et al.*, 2019), con el objetivo de mejorar el uso efectivo de los datos oceánicos en beneficio de la sociedad.

3. Principales cambios y consecuencias regionales

3.1. Océano Ártico

El Consejo Ártico, incluidos el Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico y el Programa de Vigilancia de la Biodiversidad Circumpolar de Conservation of Arctic Flora and Fauna, publica con regularidad informes sobre el estado del medio terrestre, de agua dulce y marino del Ártico. En informes recientes sobre la biodiversidad del Ártico (Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF), 2017), la acidificación de los océanos (Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (AMAP), 2018) y los efectos del cambio climático (AMAP, 2019), se suministró información nueva sobre los rápidos cambios que están teniendo lugar en el medio marino del Ártico, como el aumento de las descargas fluviales debido a la reducción de la cobertura de hielo, a raíz de lo cual se han incrementado el carbono y los nutrientes y, en consecuencia, la producción primaria en las regiones costeras. Estos cambios en la producción, así como en el momento en que se producen proliferaciones de algas marinas y en su intensidad, están teniendo profundos efectos en toda la

red alimentaria. El calentamiento del Ártico también ha dado pie a la introducción de 20 especies, y en los últimos 15 años se han confirmado cambios en el área de distribución de otras 59 en los mares de Chukotka y Beaufort. Según las observaciones, la acidificación de los océanos está afectando gravemente a la red alimentaria del Ártico, entre otras a especies comerciales como el bacalao (AMAP, 2019). A pesar de los notables cambios que se han producido en el océano Ártico, varias regiones y componentes ecosistémicos siguen estando insuficientemente estudiados y no se vigilan a largo plazo (CAFF, 2017).

3.2. Océano Atlántico Norte, mar Báltico, mar Negro, mar Mediterráneo y mar del Norte

El programa conjunto de investigación y desarrollo del mar Báltico, BONUS,⁷ ha avanzado bastante en la comprensión del mar Báltico. Recientemente se ha observado la inversión notable de algunas tendencias, ejemplo de lo

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

⁷ Véase www.bonusportal.org <https://www.bonusportal.org/>.

cual son el regreso de los depredadores apicales, la recuperación de ciertas poblaciones de peces y la reducción de la entrada de nutrientes y sustancias nocivas en el Báltico (Reusch *et al.*, 2018). También recientemente se elaboró un modelo ecosistémico Atlantis de carácter integral y espacialmente explícito para el mar Báltico con la finalidad de evaluar los efectos de las presiones antropógenas en el ecosistema marino (Bossier *et al.*, 2018). En la Segunda Evaluación Holística de la Salud del Ecosistema del Mar Báltico, la Comisión de Helsinki puso de manifiesto que, aunque sí había algunos indicios de mejora del estado del mar Báltico, los objetivos y las metas ecológicas del Plan de Acción del Báltico todavía no se habían conseguido. También se incluyeron resultados de análisis económicos y sociales sobre temas de los que se disponía de información a escala subregional (Comisión de Helsinki, 2018).

La Comisión para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste⁸ publica ocasionalmente información actualizada sobre el estado del medio marino. Según su análisis (Comisión para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste, 2017), las áreas marinas protegidas se habían ampliado, y se había registrado una disminución de los contaminantes y las descargas radioactivas, en particular de las procedentes de instalaciones de petróleo y gas. No obstante, la eutrofización seguía siendo un problema, y se observó el aumento de la basura marina, y en especial de los plásticos. Aunque la población de algunos mamíferos marinos, como la foca común (*Phoca vitulina*) y la foca gris (*Halichoerus grypus*), estaba aumentando, la de otros, como la marsopa común (*Phocoena phocoena*) y el tursión (*Tursiops truncatus*), estaba disminuyendo. Más de la cuarta parte de las especies de aves marinas evaluadas estaban en declive, y los hábitats bentónicos seguían viéndose afectados por la pesca de arrastre.

En el marco del Convenio para la Protección del Medio Marino y de la Región Costera del

Mediterráneo,⁹ se están elaborando varios planes de acción integrales sobre cuestiones prioritarias para el Mediterráneo, como la contaminación, la conservación de los hábitats y las especies, el cambio climático, la gestión integrada de las zonas costeras y el uso sostenible de los recursos.

Recientemente se han descubierto numerosos vórtices hipóxicos (zonas muertas) en la parte oriental del Atlántico Norte tropical. Al norte de los 12° N estos vórtices conducen a alta mar agua baja en salinidad procedente de la zona de afloramiento de la margen oriental del Atlántico Norte, mientras que al sur de los 12° N parece que estos remolinos se generan en mar abierto (Schütte *et al.*, 2016a). El aumento de la concentración de clorofila debido al mayor consumo de oxígeno en el núcleo de los remolinos hace que se incremente el consumo total de oxígeno en la zona oriental del Atlántico Norte tropical. Se cree que esto contribuye a la formación de la **zona de mínimo oxígeno superficial** en la región (Schütte *et al.*, 2016b).

3.3. Océano Atlántico Sur y Gran Caribe

Se han hecho avances considerables en la observación, la comprensión y la predicción de múltiples cambios climáticos combinados en el Atlántico tropical, como las precipitaciones continentales, los huracanes, la productividad biológica marina, las olas de calor, la circulación atmosférica con el Pacífico ecuatorial, la correlación con fenómenos sociales y el impacto en ellos, y el aporte de agua dulce procedente del Amazonas (Foltz *et al.*, 2019; Rodrigues *et al.*, 2019). En la Red de Predicción e Investigación de Boyas Fijas en el Atlántico Tropical¹⁰ se ha pasado a utilizar boyas de nueva generación para ampliar y mejorar su capacidad de investigación y pronóstico en relación con el océano y el clima. Se han realizado más observaciones in situ mediante repetidos levantamientos hidrográficos, también volun-

⁸ Véase www.ospar.org.

⁹ Véase www.unep.org/uneppmap.

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

tarios, en buques. Desde hace tiempo viene produciéndose una relajación del afloramiento en las regiones costeras del Senegal, lo que ha dado pie a la proliferación de diatomeas. Se prevé que ello ocasione la anoxia y la pérdida de nitrógeno en la región (Machu *et al.*, 2019). Es necesario conocer más a fondo la causa, el movimiento y los impactos ecológicos de la proliferación de sargazo en el Caribe (Wang y Hu, 2017).

Se ha avanzado en los sistemas de alerta temprana en arrecifes de coral, en particular mediante alianzas nuevas, como la forjada entre el Centro para el Cambio Climático de la Comunidad del Caribe y la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica, en el marco de la cual el Laboratorio Oceanográfico y Meteorológico del Atlántico, financiado en parte por el Programa de Conservación de Arrecifes de Coral, brinda asesoramiento y apoyo informático, como la programación de las boyas de recogida de datos y la transmisión de datos al Laboratorio.

3.4. Océano Índico, mar Arábigo, golfo de Bengala, mar Rojo, golfo de Adén y golfo Pérsico

Los avances en la comprensión del océano Índico y sus ecosistemas que se han registrado desde la primera Evaluación dimanan en gran medida de la segunda Expedición Internacional al Océano Índico, que lleva en marcha desde 2015 y en 2020 se prorrogó otros cinco años (Hood *et al.*, 2015; Hood *et al.*, 2019). En esta iniciativa multinacional se ha observado que el agotamiento de oxígeno en el agua subsuperficial de la margen occidental del mar Arábigo va en aumento y ha ocasionado un cambio drástico en los ecosistemas tanto del mar Arábigo como del golfo de Bengala (Gomes *et al.*, 2014; Bristow *et al.*, 2017). La expedición también ha descubierto cañones submarinos y permitido conocer mejor los hábitats bentónicos de la región abisal rica en nódulos de la cuenca central del océano Índico, la margen continental occidental del mar Arábigo y las regiones occidentales del golfo de Bengala (Hood *et al.*, 2019). Además, ha observado enormes cam-

bios en la biogeoquímica y los ecosistemas del golfo Pérsico derivados de las actividades humanas y ha recogido las primeras mediciones sobre producción primaria, absorción de nitrógeno y diversidad del fitoplancton en diversas regiones biogeoquímicas del Índico central oligotrófico (Hoods *et al.*, 2015).

Tras examinar el Sistema de Observación del Océano Índico (IndOOS), se ha rediseñado la Red de Investigación de Boyas Fijas para el Análisis y la Predicción de Monzones en África, Asia y Australia a fin de emplazar nuevas boyas en el mar Arábigo, y se está planeando emplazar otras ocho justo fuera de la zona económica exclusiva de la India. Estas boyas suministran datos oceanográficos y meteorológicos prácticamente en tiempo real, y los centros que estudian el clima y la meteorología pueden acceder a ellas directamente para elaborar modelos climáticos y predicciones meteorológicas (Hermes *et al.*, 2019). En el marco de este sistema se están desplegando cada vez más boyas Argo con sensores biogeoquímicos, que suministran información sobre procesos clave asociados con la proliferación de plancton y las zonas de mínimo oxígeno (Hermes *et al.*, 2019).

La corriente indonesia, que transporta agua del Pacífico tropical occidental al Índico tropical sudoriental a través de los mares de Indonesia, es una vía importante de transferencia de las señales climáticas y las anomalías conexas por los océanos del mundo (Fan *et al.*, 2018; Feng *et al.*, 2017; Iwatani *et al.*, 2018; Lee *et al.*, 2019; Maher *et al.*, 2018; Zhou *et al.*, 2016). Siguen existiendo grandes incertidumbres en la medición y modelización de la variabilidad física y biogeoquímica en los mares de Indonesia.

3.5. Océano Pacífico Norte

Los componentes del Pacífico del Sistema Integrado de Observación del Océano han ampliado su capacidad de vigilancia costera y han comenzado a incluir disciplinas de las ciencias sociales, lo que ha permitido entender mejor el mecanismo que dio pie a la ola de calor que tuvo lugar en Alaska en 2014-2016 y su impacto ecológico (Yang *et al.*, 2019).

Desde la primera Evaluación, la Organización de Ciencias Marinas del Pacífico Norte¹¹ ha potenciado su función de coordinación de las redes regionales de observación en el Pacífico Norte y viene actuando como plataforma de intercambio de conocimientos entre la comunidad científica y como puente entre la ciencia y las instancias normativas. En el tiempo transcurrido desde que concluyó la primera Evaluación ha publicado dos informes especiales, uno sobre la acidificación y la desoxigenación en el Pacífico Norte (Christian y Ono, 2019) y el otro sobre los efectos de la basura marina derivada del tsunami que tuvo lugar en 2011 en el Japón (Clarke Murray *et al.*, 2019). También ha ampliado los conocimientos sobre la predictibilidad del clima y los ecosistemas, las fuerzas motrices de la proliferación de algas y medusas, los ecosistemas marinos y los servicios que prestan, el bienestar humano y los depredadores apicales (Watanuki *et al.*, 2016; Makino y Perry, 2017; Trainer, 2017; Uye y Brodeur, 2017; Zhang *et al.*, 2015; Jang y Curchitser, 2018). La organización elabora informes periódicos sobre el estado de los ecosistemas del Pacífico Norte en los que examina y resume el estado y las tendencias de los ecosistemas marinos del Pacífico Norte considerando los factores que ocasionan cambios o que se prevé que los ocasionen en el futuro próximo. En la actualidad está elaborando el tercer informe, en el que se detallarán las tendencias de las propiedades físicas, químicas y biológicas del Pacífico Norte durante la década de 2010.

En China, la ampliación intensiva de la capacidad en materia de investigaciones marinas, incluidas la teleobservación, las plataformas in situ y la infraestructura terrestre (Chen y Lei, 2019), ha aumentado la capacidad de vigilancia en las aguas de Asia Sudoriental, lo que ha contribuido a promover la cooperación regional en cuanto al desarrollo sostenible y las investigaciones marinas y climática.

3.6. Océano Pacífico Sur

Los conocimientos nuevos sobre los efectos del cambio climático y el calentamiento de los océanos han ayudado a detectar las principales zonas críticas del Pacífico Sur, como las ubicadas al sudeste de Australia, al oeste de las Islas Galápagos, en el este de Micronesia y el mar de Hoces, en las que el calentamiento supera la media mundial.¹² Paralelamente, se ha avanzado en la descripción y los conocimientos de las olas de calor marinas y su impacto en los ecosistemas marinos (Oliver *et al.*, 2018; Fordyce *et al.*, 2019). Según las evaluaciones de los atolones de coral de la región, no hay indicios generalizados de desestabilización física a causa de la subida del nivel del mar, y la superficie terrestre se mantiene estable (Duvat, 2018). Ahora los sistemas de observación de la región recogen series cronológicas de datos sobre diversos aspectos oceánicos, como el medio físico y químico, la productividad biológica y los animales marinos sobre los que se notifican tendencias y cambios.¹³

Los miembros de la Comisión Permanente del Pacífico Sur (Chile, Colombia, Ecuador y Perú) han forjado nuevas alianzas para vigilar la variabilidad oceanográfica y climática y hacer pronósticos al respecto.¹⁴ En el informe sobre el Sistema de Observación del Pacífico Tropical publicado recientemente,¹⁵ figuran recomendaciones para rediseñar la red de boyas fijas¹⁶ de manera que se mejoren las observaciones en el Pacífico tropical.

El Gobierno de Australia publica cada cinco años un informe sobre el estado del medio ambiente australiano, el más reciente de los cuales se publicó en 2016 (Clark y Johnston, 2016; Evans *et al.*, 2016; Evans *et al.*, 2018). En los informes temáticos sobre el mar y la costa se concluyó que se puede considerar que el estado general de los medios costero y marino de Australia es bueno. No obstante, el impacto

¹¹ Véase <https://meetings.pices.int>.

¹² Véase www.marinehotspots.org.

¹³ Véase www.imosoceanreport.org.au.

¹⁴ Véase www.met.igp.gob.pe/elnino/enfen.

¹⁵ Véase <http://tpos2020.org>.

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

histórico de diversas presiones, como la pesca comercial y deportiva, y las presiones derivadas de actividades que en la actualidad se gestionan de manera inadecuada, como el cambio climático y la basura marina, han ocasionado el deterioro de esos medios y siguen repercutiendo negativamente en ellos. En consecuencia, se consideró que las perspectivas de los medios costero y marino eran dispares, y que dependían sobre todo de la trayectoria al alza de las presiones relacionadas con el clima y el desarrollo costero y marino en curso.

Nueva Zelanda también elabora periódicamente un informe sobre el estado de su medio marino, y desde la primera Evaluación ha publicado dos, en 2016 y 2019.¹⁷ En el informe más reciente se expusieron los problemas actuales, como que muchas especies y hábitats están amenazados, que la contaminación va en aumento, al igual que la acumulación de sedimentos en el medio marino, y que la navegación y el transporte marítimos se están incrementando, lo que está dando lugar a la propagación de especies no autóctonas, al aumento de la contaminación y el desarrollo de las zonas costeras y a cambios sin precedentes en el medio marino relacionados con el cambio climático. Cabe señalar que, según el informe, el efecto acumulativo de estas presiones es el problema más urgente al que se enfrentan los océanos.

3.7. Océano Antártico

En el océano Antártico, el Sistema de Observación en el Océano Austral, iniciativa conjunta del Comité Científico de Investigaciones Antárticas y el Comité Científico de Investigaciones Oceánicas establecida en 2011, facilita la recogida de datos físicos, químicos y biológicos oceanográficos básicos. Las redes regionales de actividades de observación que se enmarcan en el Sistema facilitan el intercambio de información, la transferencia de tecnología, la estandarización de las mediciones y la compartición de datos.¹⁸ Uno de los instrumentos desarrollados por el Sistema es una plataforma interactiva en línea de acceso abierto que

permite a los usuarios explorar conjuntos de datos circumpolares y facilita el intercambio de información científica. Existe una base de datos de las próximas expediciones al océano Antártico en la que se pueden consultar los viajes, vuelos o travesías previstos a fin de facilitar la coordinación de las actividades de campo (Newman *et al.*, 2019). El sistema ha propiciado el incremento del número de observaciones recogidas desde la primera Evaluación, en particular para vigilar la subida de la temperatura de los océanos (Roemmich *et al.*, 2015), el aumento de los vientos occidentales sobre la corriente circumpolar antártica (Gent, 2016) y la desalinización del océano, sobre todo en las proximidades del continente (Schmidtke *et al.*, 2014). Con el despliegue de sensores bioquímicos han aumentado las mediciones de clorofila *a*, nitrato, oxígeno, luz, propiedades ópticas y pH en todo el océano Antártico (Newman *et al.*, 2019). Ahora existen boyas bio-Argo aptas para el hielo, con las que se recogen datos sobre los ciclos biogeoquímicos durante la época en que la superficie está cubierta de hielo (Briggs *et al.*, 2017), y también se recogen datos con planeadores (Newman *et al.*, 2019). A medida que los ecosistemas han ido cambiando, se han observado efectos variables en los depredadores marinos; algunas poblaciones de pingüino de Adelia (*Pygoscelis adeliae*) y pingüino barbijo (*Pygoscelis antarcticus*) han disminuido, mientras que algunas poblaciones de pingüino guanito (*Pygoscelis papua*) han aumentado (Trivelpiece *et al.*, 2011; Hinke *et al.*, 2017; véase también el cap. 7K). Sigue llevándose a cabo la vigilancia a largo plazo de las especies marinas, como los pingüinos y las focas, mediante la Convención sobre la Conservación de los Recursos Marinos Vivos de la Antártida en el marco de la gestión de la pesca de krill, gracias a lo cual están aumentando los conocimientos sobre su comportamiento al buscar alimentos y su demografía (Newman *et al.*, 2019).

¹⁷ Véase www.mfe.govt.nz.

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

4. Perspectivas de la comprensión científica de los océanos

El avance de las investigaciones científicas ayudará a evaluar el logro de las metas del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14, especialmente durante el Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible.¹⁹ en el marco del cual se reconoce que para conseguir la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible es necesario adoptar enfoques innovadores de la ciencia que abarquen muchas disciplinas y muchos sectores de la sociedad. En cuanto a la observación oceánica y costera en general, la Conferencia OceanObs'19²⁰ ha presentado varias recomendaciones, como proseguir las observaciones oceánicas, conectar con los usuarios y los interesados, definir los beneficios de las observaciones para la sociedad, desarrollar los indicadores relativos a los océanos y fomentar la adopción de enfoques transdisciplinarios en la investigación. Se ha comenzado a trabajar en hojas de ruta para avanzar en la elaboración de un sistema mundial de observación del océano que incluya e integre observaciones tanto abióticas como bióticas y utilice tecnolo-

gías de observación que vayan más allá de las tradicionales (Speich *et al.*, 2019). Junto con los avances en la tecnología informática y los métodos analíticos, los productos de los estudios de ADN ambiental contribuirán al análisis de las observaciones de la biodiversidad, con lo que mejorará la información que se utiliza en los modelos ecosistémicos y el uso de estos en la gestión basada en los ecosistemas.

El Convenio Internacional para el Control y la Gestión del Agua de Lastre y los Sedimentos de los Buques entró en vigor en 2017.²¹ y tiene como fin prevenir, mediante normas y procedimientos de gestión y control del agua de lastre y los sedimentos de los buques, la propagación de organismos acuáticos perjudiciales de una región a otra. Es necesario seguir investigando a fin de generar los datos y los conocimientos necesarios, gracias a las observaciones y el desarrollo tecnológico, para ayudar a los gestores e interesados, incluidas las autoridades gubernamentales, a aplicar la Convención.

5. Principales carencias pendientes en materia de conocimientos

Los desafíos científicos que habrá que afrontar en el futuro próximo guardan relación con temas como la comprensión y el pronóstico de fenómenos de El Niño-Oscilación Austral y de los puntos de inflexión en los ecosistemas marinos, la cuantificación de los efectos acumulativos de múltiples presiones en el medio marino, la elaboración de enfoques de gestión adaptable y su modificación para que sean más operacionales, y el impulso de la consideración y la integración de conocimientos locales, tra-

dicionales e indígenas en las evaluaciones y la gestión de los ecosistemas marinos.

Siguen existiendo disparidades en cuanto a la comprensión a nivel mundial y lagunas de conocimientos a nivel regional continental. La mayor parte de las investigaciones y la información disponibles (en función del número de publicaciones) están relacionadas con los océanos Atlántico Norte, Pacífico Norte y Ártico. Sobre otras zonas, y en particular Áfri-

¹⁹ Véase la resolución 72/73 de la Asamblea General; véase también www.oceandecade.org.

²⁰ Véase www.oceanobs19.net/sessions.

²¹ Organización Marítima Internacional, documento BWM/CONF/36, anexo; véase también [www.imo.org/en/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships'-Ballast-Water-and-Sediments-\(BWM\).aspx](http://www.imo.org/en/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships'-Ballast-Water-and-Sediments-(BWM).aspx).

ca, América del Sur y Oceanía (UNESCO-COI, 2017b), se dispone de menos información.

Difundir oportunamente las mediciones recogidas es muy importante para utilizar de manera eficaz los datos en los actuales sistemas de vigilancia y pronóstico de los océanos, que están conectados entre sí. La disponibilidad de datos y el software de control de calidad son indispensables para sacar el máximo partido a las observaciones oceánicas.

En la actualidad la mayoría de las redes mundiales de observación no consideran los aspectos económicos, sociales y culturales de los océanos y, por tanto, no existen observaciones de acceso público sostenidas y específicas sobre estos aspectos de los sistemas marinos en formatos estandarizados a escala regional y mundial (Evans *et al.*, 2019). Compilar la información económica, social y cultural en formatos que se puedan utilizar en un marco de evaluación con fines de síntesis a escala mundial requiere un esfuerzo considerable, que a menudo no está al alcance de las personas o grupos de personas que participaron en la presente Evaluación. Este es un ámbito

en el que la ampliación de los marcos actuales de observación para incorporar datos sostenidos y estandarizados sobre aspectos económicos, sociales y culturales de los océanos mejoraría considerablemente los análisis emprendidos en el marco de la Evaluación (Evans *et al.*, 2019). La IPBES ha dejado patente que es necesario desarrollar la capacidad no solo para vigilar la diversidad, sino también para entender sus funciones y el efecto que las actividades humanas, incluido el cambio climático, tienen en ella (IPBES, 2019). Una de las finalidades de las variables que se están elaborando en el marco del Sistema Mundial de Observación del Océano es ampliar las observaciones de las presiones que las actividades humanas ejercen en los ecosistemas marinos para incluir el ruido oceánico y la basura marina, incluidos los plásticos. Los productos de la Evaluación podrían ayudar a orientar el proceso de definición de esas variables y, al hacerlo, podrían forjar un camino común para mejorar ulteriormente las observaciones que contribuyan a futuras evaluaciones.

6. Principales carencias pendientes en materia de creación de capacidad

Avanzar en la comprensión mundial de los conocimientos científicos depende de la uniformidad de los esfuerzos por participar en investigaciones mundiales en las distintas regiones continentales. Además, la uniformidad de los esfuerzos mundiales de investigación depende también de la distribución y la compartición mediante alianzas de infraestructura avanzada, capacidad científica especializada y tecnología. Muchas disciplinas de las ciencias naturales, como la oceanografía física, química y biológica y la geología marina, requieren buques de investigación u otro equipo especializado y tecnologías modernas, así como laboratorios en tierra provistos de equipo moderno como complemento de las investigaciones que se lleven a cabo a todos los niveles de profundidad de los océanos de todo el mundo. En

el caso de los estudios de teledetección, es necesario contar con un mayor apoyo mediante el uso de satélites. También es necesario innovar para disponer de instrumentos y métodos de observación in situ que sean eficaces en función de los costos.

En estos momentos, el grado de comprensión científica varía de una región a otra por las disparidades que existen en las capacidades de la infraestructura regional y en la capacidad profesional especializada. Estas disparidades repercuten en las posibilidades de participar en investigaciones oceánicas competitivas y, a su vez, son la causa de las disparidades que se observan en la comprensión científica de los océanos a nivel regional.

Para mejorar la capacidad de pronosticar los fenómenos de El Niño-Oscilación Austral y otras variaciones oceanoclimáticas, es necesario fortalecer los sistemas de observación oceánica y promover las alianzas con los países de la región con miras a desarrollar las capacidades locales.²² A fin de vigilar los cambios importantes en los entornos físicos y biogeoquímicos y sus efectos en los ecosistemas y la sociedad, se precisan una mayor integración de las observaciones multidisciplinarias y la disminución de la incertidumbre de los modelos de predicción. También se requieren estrategias de financiación innovadoras para apoyar esos sistemas integrados de observación.

La comunidad de las ciencias oceánicas ha propuesto diversos planes de acción para el próximo decenio (Speich *et al.*, 2019) entre los que se incluyen iniciativas para aumentar la eficiencia de la cadena de valor de la información oceánica (Tanhua *et al.*, 2019b). Para maximizar

la utilidad de los datos oceánicos para la sociedad, debería racionalizarse la interfaz de cada servicio, observación científica, recopilación y gestión de datos y política. Por ejemplo, es necesario implementar de manera armonizada la integración de los sistemas de observación y los principios de datos encontrables, accesibles, interoperables y reutilizables. La finalidad de la presente Evaluación es posibilitar la transmisión a usuarios no académicos de conocimientos científicos en forma de información utilizable y comprensible, por lo que puede ser un eslabón importante de la cadena de valor de los datos oceánicos.

Es necesario integrar ulteriormente los conocimientos locales, tradicionales e indígenas y adoptar como mejores prácticas los conceptos relativos a la facilitación de la colaboración para promover las oportunidades de reconocer sinergias y compartir e intercambiar información (Wright *et al.*, 2019).

Bibliografía

- Audzijonyte, Asta, *et al.* (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, págs. 1814 a 1819. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13272>.
- Bojinski, Stephan, *et al.* (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, págs. 1431 a 1443.
- Bossier, Sieme, *et al.* (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., *et al.* (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), págs. 746 a 758. <https://doi.org/10.1002/2017JC012846>.
- Bristow, L. A., *et al.* (2017). N₂ production rates limited by nitrite availability in the Bay of Bengal oxygen minimum zone. *Nature Geoscience*, vol. 10, No. 1, págs. 24 a 29. <https://doi.org/10.1038/ngeo2847>.
- Camus, Lionel, *et al.* (2019). Autonomous surface and underwater vehicles reveal new discoveries in the arctic ocean. En *OCEANS 2019-Marseille*, págs. 1 a 8. IIEE.
- Canonico, Gabrielle, *et al.* (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, y 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>.

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

- Christian, James R., y Tsuneo Ono, eds. (2019). Ocean Acidification and Deoxygenation in the Océano Pacífico Norte. Publicación especial No. 5 de la PICES. Organización de Ciencias Marinas del Pacífico Norte (PICES).
- Clark, G. F., y E. L. Johnston (2016). Coasts: coasts. En Australia State of the Environment 2016. Canberra: Departamento de Medio Ambiente y Energía del Gobierno de Australia. <https://soe.environment.gov.au/theme/coasts>.
- Clarke Murray, Cathryn, *et al.*, eds. (2019). The Effects of Marine Debris Caused by the Great Japan Tsunami of 2011. Publicación especial No. 6 de la PICES. Organización de Ciencias Marinas del Pacífico Norte (PICES).
- Comisión de Helsinki (2018). State of the Baltic Sea: second HELCOM holistic assessment 2011-2016. En Baltic Sea Environment Proceedings 155. Helsinki (Finlandia).
- Comisión Oceanográfica Intergubernamental (UNESCO-COI) (2017a). Global Ocean Science Report: The Current Status of Ocean Science around the World. Ed. Luis Valdés. París: UNESCO Publishing.
- _____ (2017b). Research productivity and science impact. En Global Ocean Science Report: The Current Status of Ocean Science around the World, ed. Luis Valdés. París: UNESCO Publishing.
- Comisión para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (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 Ártico Marine Biodiversity. www.arctic-biodiversity.is/marine.
- Delory, E., y J. Pearlman, eds. (2018), Challenges and Innovations in Ocean: In Situ Sensors, 1ª edición. 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, pág. e557. <https://doi.org/10.1002/wcc.557>.
- Dziak, R. P., *et al.* (2017): Ambient sound at Challenger Deep, Mariana Trench. Oceanography, 30(2), 186-197, <https://doi: 10.5670/oceanog.2017.240>.
- Evans, Karen, *et al.* (2016). Marine environment: marine environment. En Australia State of the Environment 2016. Canberra: Departamento de Medio Ambiente y Energía del Gobierno de Australia. Canberra.
- Evans, Karen, *et al.* (2018). Enhancing the robustness of a national assessment of the marine environment. Marine Policy, vol. 98, págs. 133 a 145. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.011>.
- Evans, Karen, *et al.* (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>.
- Fan, W., *et al.* (2018). Variability of the Indonesian Throughflow in the Makassar Strait over the Last 30ka. Scientific Reports, 8(1):5678. <https://doi: 10.1038/s41598-018-24055-1>.
- Feng, M., *et al.* (2017). Contribution of the deep ocean to the centennial changes of the Indonesian Throughflow. Geophysical Research Letters, 44(6):2859-2867. <https://doi: 10.1002/2017GL072577>.
- Fernandez, C., *et al.* (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, págs. 3330 a 3349. <https://doi:10.1002/2014JC010410>.
- Foltz, G. R., *et al.* (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., *et al.* (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, págs. 79 a 94. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-122414-033929>.
- Gomes, Helga do Rosário, *et al.* (2014). Massive outbreaks of *noctiluca scintillans* blooms in the Arabian Sea due to spread of hypoxia. *Nature Communications*, vol. 5, No. 1, pág. 4862. <https://doi.org/10.1038/ncomms5862>.
- Halpern, Benjamin S., *et al.* (2017). Drivers and implications of change in global ocean health over the past five years. *PLOS ONE*, vol. 12, No. 7, págs. 1 a 23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0178267>.
- Hermes, J. C., *et al.* (2019). A sustained ocean observing system in the Océano Índico 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, *et al.* (2017). Variable vital rates and the risk of population declines in Adélie penguins from the Antarctic Peninsula region. *Ecosphere*, vol. 8, No. 1, pág. e01666. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1666>.
- Hood, Raleigh R., *et al.* (2015). Science Plan of the Second International Océano Índico Expedition (IIOE-2): A Basin-Wide Research Program. Newark (Delaware): Comité Científico de Investigaciones Oceánicas.
- _____ (2019). The second International Océano Índico 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, págs. 3 a 5. <https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2019.07.016>.
- Huang, Zhi, y Xiao Hua Wang (2019). Mapping the spatial and temporal variability of the upwelling systems of the Australian sur-eastern costa using 14-year of MODIS data. *Remote Sensing of Environment*, vol. 227, págs. 90 a 109.
- Iwatani, Hokuto, *et al.* (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>.
- Jang, Chan Joo, y Enrique Curchitser, eds. (2018). Report of working group 29 on regional climate modeling. PICES Scientific Report, No. 54, págs. 1 a 177.
- Jiang, Zong-Pei, *et al.* (2019). Enhancing the observing capacity for the surface ocean by the use of Volunteer Observing Ship. *Acta Oceanologica Sinica*, vol. 38, No. 7, págs. 114 a 120. <https://doi.org/10.1007/s13131-019-1463-3>.
- Koerich, Gabrielle, *et al.* (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>.
- Le Quéré, C., *et al.* (2018). Global carbon budget 2018. *Earth System Science Data*, vol. 10, No. 4, págs. 2141 a 2194. <https://doi.org/10.5194/essd-10-2141-2018>.
- Lee, T., *et al.* (2019). Maritime Continent water cycle regulates low-latitude chokepoint of global ocean circulation. *Nature Communications*. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-10109-z>.
- Luther, Jochen, *et al.* (2017). World Meteorological Organization: Concerted International Efforts for Advancing Multi-hazard Early Warning Systems. En *Advancing Culture of Living with Landslides*, eds. Kyoji Sassa, Matjaž Mikoš y Yueping Yin, págs.129 a 141. Cham: Springer International Publishing.
- Machu, E., *et al.* (2019). First evidence of anoxia and nitrogen loss in the southern Canary upwelling system. *Geophysical Research Letters*, vol. 46, No. 5, págs. 2619 a 2627. <https://doi.org/10.1029/2018GL079622>.

- Maher, N., *et al.* (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, y R. Ian Perry, eds. (2017). *Marine Ecosystems and Human Well-being: The PICES-Japan MAFF MarWeB Project*. PICES Scientific Report, No. 52, págs. 1 a 234.
- Miloslavich, Patricia, *et al.* (2018). Essential ocean variables for global sustained observations of biodiversity and ecosystem changes. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 6, págs. 2416 a 2433. <https://doi.org/10.1111/gcb.14108>.
- Molina, Verónica, y 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, págs. 1032 a 1041. doi: 10.1016/j.dsr2.2008.09.006.
- Moltmann, Tim, *et al.* (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., *et al.* (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>.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 3: Scientific understanding of ecosystem services. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Capítulo 30: Marine scientific research. En *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.
- Newman, Louise, *et al.* (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., *et al.* (2018). Marine heatwaves off eastern Tasmania: trends, interannual variability, and predictability. *Progress in Oceanography*, vol. 161, págs. 116 a 130.
- Pascual, Unai, *et al.* (2017). Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 26-27, págs. 7 a 16. <https://doi.org/10.1016/j.coust.2016.12.006>.
- Pearlman, Jay, *et al.* (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>.
- Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (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.
- Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (AMAP) (2018). *AMAP Assessment 2018: Océano Ártico Acidification*. Tromsø (Noruega): AMAP.
- _____ (2019). *AMAP Climate Change Update 2019: An Update to Key Findings of Snow, Water, Ice and Permafrost in the Ártico (SWIPA) 2017*. Oslo (Noruega): AMAP, pág. 12.
- Reusch, Thorsten B. H., *et al.* (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, *et al.* (2002). Rapid bottom melting widespread near Antarctic Ice Sheet grounding lines. *Science (Nueva York)*, 296(5575): 2020-3. <https://doi.org/10.1126/science.1070942>.

- Rodrigues, R. R., *et al.* (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, *et al.* (2015). Unabated planetary warming and its ocean structure since 2006. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 3, págs. 240 a 245. <https://doi.org/10.1038/nclimate2513>.
- Ruppert, Krista M., *et al.* (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, pág. e00547. <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2019.e00547>.
- Schmidtko, Sunke, *et al.* (2014). Multidecadal warming of Antarctic waters. *Science*, vol. 346, No. 6214, págs. 1227 a 1231. <https://doi.org/10.1126/science.1256117>.
- Schütte, Florian, *et al.* (2016a). Occurrence and characteristics of mesoscale eddies in the tropical northeastern Atlantic Ocean. *Ocean Science*, 12(3), págs. 663 a 685. <https://doi.org/10.5194/os-12-663-2016>.
- _____ (2016b). Characterization of “dead-zone” eddies in the tropical northeast Atlantic Ocean. *Biogeosciences (BG)*, 13, págs. 5865 a 5881.
- Simoniello, Christina, *et al.* (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, *et al.* (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, *et al.* (2018). A risk-based approach to cumulative effect assessments for marine management. *Science of The Total Environment*, vol. 612, págs. 1132 a 1140. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.289>.
- Tanhua, Toste, *et al.* (2019a). Ocean fair data services. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 440.
- _____ (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., y 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, págs. 125 a 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, págs. 1 a 52.
- Trivelpiece, Wayne Z., *et al.* (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, págs. 7625 a 7628. <https://doi.org/10.1073/pnas.1016560108>.
- Uye, Shin-ichi, y 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, págs. 1 a 222.
- Wang, M. Q., y 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, *et al.* (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, *et al.*, 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, págs. 1 a 55.
- Wright, A. L., *et al.* (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, *et al.* (2019). How “The Blob” affected groundfish distributions in the Gulf of Alaska. *Pesca Oceanography*, vol. 28, No. 4, págs. 434 a 453. <https://doi.org/10.1111/fog.12422>.
- Zhang, Chang Ik, *et al.* (2015). An extended ecosystem-based fisheries assessment. En *Proceedings of the Twelfth International Conference on the Mediterranean Coastal Environment, MEDCOAST 15*, 6 a 10 de octubre de 2015, Varna (Bulgaria), E. Ozhan (ed.), vol. 1467-1490.
- Zhou, L., *et al.* (2016). A Central Océano Índico Mode and Heavy Precipitation during Indian Summer Monsoon. *Journal of Climate*, 30(6):2055-2067. [https://doi: 10.1175/JCLI-D-16-0347.1](https://doi:10.1175/JCLI-D-16-0347.1).
- Zolich, Artur, *et al.* (2019). Survey on communication and networks for autonomous marine systems. *Journal of Intelligent & Robotic Systems*, vol. 95, No. 3, págs. 789 a 813. <https://doi.org/10.1007/s10846-018-0833-5>.

Parte tres

**Fuerzas motrices
de los cambios
en el medio
marino**

Capítulo 4

Fuerzas motrices

Contribuidores: Chang Ik Zhang (coordinador), Karen Evans (comiembro principal), Andrew F. Johnson, Osman Keh Kamara (comiembro principal), Renison Ruwa (miembro principal), Jörn Schmidt (comiembro principal) y Thomas W. Therriault.

Ideas clave

- Las fuerzas motrices que más influyen en el medio marino y su sostenibilidad son: a) el crecimiento de la población y los cambios demográficos; b) la actividad económica; c) los avances tecnológicos; d) el cambio de las estructuras de gobernanza y la inestabilidad geopolítica; y e) el cambio climático.
- Las relaciones entre las fuerzas motrices y las presiones (y sus impactos) son complejas y dinámicas, y las interrelaciones entre las fuerzas motrices provocan interacciones y efectos acumulativos de las presiones.
- Las fuerzas motrices varían regionalmente como resultado de la variabilidad mundial de la distribución de la población y la demografía, el grado de desarrollo económico, la capacidad tecnológica y los efectos desiguales del cambio climático y, en consecuencia, las actividades y presiones humanas difieren a nivel mundial. Las diferencias más notables se dan entre las regiones templadas y tropicales y entre las regiones desarrolladas y menos desarrolladas.
- Los marcos de modelización integrados, dentro de los cuales pueden explorarse escenarios que incluyen los cambios de las personas y las economías, las estructuras de gobernanza y los efectos del cambio climático en las industrias marítimas y el medio ambiente que son multisectoriales y, por lo tanto, proporcionan enfoques de todo el sistema, permiten determinar la sostenibilidad de la utilización de los océanos.

1. Introducción

El marco conceptual de Fuerzas motrices-Presiones-Estado-Impactos-Respuestas (Smeets y Weterings, 1999) es un enfoque ampliamente utilizado para evaluar las causas y consecuencias del cambio de los ecosistemas y las medidas que podrían aplicarse en respuesta a ese cambio. Desde su elaboración, se ha seguido perfeccionando y se han formulado muchos enfoques derivados para hacer frente a las limitaciones y aplicar el marco a entornos específicos (pág. ej., Patricio *et al.*, 2016). Aunque existen múltiples variantes, el marco subyacente ayuda a describir el efecto de las actividades humanas en el medio ambiente y puede utilizarse para fundamentar la adopción de decisiones y la formulación de políticas (Maxim *et al.*, 2009). El marco se ha utilizado para estructurar la segunda Evaluación y en el capítulo 2 figura una descripción detallada del marco.

El presente capítulo se centra en las fuerzas motrices que impulsan el cambio en el medio marino, su evolución desde la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017a) y los cambios previstos para el futuro. Las fuerzas motrices

que impulsaban los cambios en el medio ambiente marino no se detallaron específicamente en la primera Evaluación, aunque se tuvieron en cuenta en algunos capítulos.

No hay un conjunto de fuerzas motrices universalmente acordado que se haya definido para el medio marino. Los diferentes programas y procesos de evaluación han definido las fuerzas motrices de diversas maneras y en algunos casos se utilizan indistintamente las fuerzas motrices y las presiones, ya sean de carácter natural o antropógeno. En la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio se definen las fuerzas motrices como cualquier factor natural o inducido por el hombre que directa o indirectamente produce un cambio en un ecosistema (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, 2003). La Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas emplea un enfoque similar en su evaluación mundial, en la que se definen las fuerzas motrices como las influencias humanas directas en la naturaleza y los factores que subyacen

a las decisiones humanas que afectan a la naturaleza (Balvanera *et al.*, 2019). La Agencia Europea de Medio Ambiente considera como fuerzas motrices únicamente los factores inducidos por el hombre (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2005), mientras que el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático define las fuerzas motrices en el contexto de las emisiones mundiales como los elementos que contribuyen directa o indirectamente a las emisiones de gases de efecto invernadero (Blanco *et al.*, 2014).

En el contexto de la presente Evaluación, los fuerzas motrices se han caracterizado según la evolución social, demográfica y económica de las sociedades, incluidos los correspondientes cambios de los estilos de vida y las pautas generales de consumo y producción asociadas (Agencia Europea de Medio Ambiente, 2019), que están ejerciendo presiones sobre el medio marino, como se detalla en la parte 5. Las presiones son los factores inmediatos que conducen a cambios del estado del medio marino y se suman a los cambios resultantes de los procesos naturales (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2019). Las fuerzas motrices que más influyen en el medio marino y su sostenibilidad son:

- a) Crecimiento poblacional y cambios demográficos;
- b) Actividad económica;
- c) Avances tecnológicos;
- d) Cambios en las estructuras de gobernanza e inestabilidad geopolítica;
- e) Cambio climático.¹

El aumento de la población mundial, junto con el crecimiento económico mundial y el cambio

tecnológico, han dado lugar a cambios de los estilos de vida y, por lo tanto, a un incremento de la demanda de recursos, incluidos los alimentos, la energía y los recursos naturales, como las tierras raras, la arena y los metales. El crecimiento de la población y la demanda asociada están provocando que aumenten las emisiones de gases de efecto invernadero, la producción de desechos, incluidos los plásticos, el uso de productos químicos en la producción agrícola, la producción de energía y la extracción de recursos.

Los vínculos entre las fuerzas motrices y las presiones (y sus impactos) son complejos y dinámicos, y existen interrelaciones entre las diversas fuerzas motrices. Por ejemplo, los avances tecnológicos pueden influir en el crecimiento económico y los cambios de los regímenes de gobernanza pueden afectar al acceso a las tecnologías y su utilización. El aumento de la riqueza y el acceso a las tecnologías permiten lograr una mayor eficiencia en la extracción de recursos, lo que causa una mayor presión sobre el océano (véase también la secc. 2).

Los Objetivos de Desarrollo Sostenible² se formularon para traducir las aspiraciones humanas de un futuro sostenible y equitativo en objetivos de desarrollo específicos, reconociendo explícitamente las amenazas ecológicas adversas y las estrategias necesarias para mitigarlas (Naciones Unidas, 2017b). Si bien el medio marino se aborda directamente en el Objetivo 14 sobre la vida submarina, los Objetivos están interrelacionados y los progresos realizados en uno de ellos influyen en los demás. Por consiguiente, el logro de la utilización sostenible del medio marino dependerá del resultado de todos los Objetivos (Consejo Internacional para la Ciencia, 2017).

¹ Estrictamente hablando, la fuerza motriz es el aumento de los gases de efecto invernadero que está causando un cambio del clima. Sin embargo, el término "cambio climático" se utiliza ampliamente para describir la actividad humana que altera directa o indirectamente la composición de la atmósfera mundial.

² Véase la resolución 70/1 de la Asamblea General.

2. Fuerzas motrices de los cambios del medio marino

2.1. Crecimiento poblacional y cambios demográficos

Aunque la población humana mundial aumentó de 7.000 millones en 2011 a 7.700 millones en 2019,³ la tasa de crecimiento ha ido disminuyendo constantemente, del 2,1 % en 1968 al 1,08 % en 2019. Las proyecciones de crecimiento de la población mundial sugieren un aumento desigual pero continuado, a una tasa menor, hasta alcanzar una población media de 9.700 millones de habitantes para 2050. La reducción de la tasa de crecimiento está asociada a la disminución del número de nacimientos y, combinada con tasas de mortalidad más bajas y una mayor longevidad asociada al aumento de los niveles de salud, significa que la edad media de la población mundial está creciendo (Baxter *et al.*, 2017).

El número de migrantes internacionales ha aumentado del 2,8 % de la población mundial en 2000 al 3,5 % en 2019 (Naciones Unidas, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, División de Población (DAES), 2019a). La mayor parte de las migraciones se han producido entre países de la misma región, con la excepción de América del Norte y Oceanía, donde el 97,5 % y el 87,9 % de los migrantes internacionales, respectivamente, habían nacido en otra región (DAES, 2019a).

Más de 600 millones de personas viven en regiones costeras que están a menos de 10 m sobre el nivel del mar y casi 2.500 millones de personas viven a menos de 100 km de la costa (DAES, 2019b). Esas regiones están experimentando tasas de crecimiento demográfico y de urbanización más elevadas que las regiones interiores (Neumann *et al.*, 2015). Un crecimiento de esta magnitud ha dado lugar a muchos beneficios económicos para las regiones costeras, como la mejora del transporte y el aumento del comercio, el turismo y la producción de alimentos, así como beneficios socia-

les, recreativos y culturales (Clark y Johnston, 2017). Sin embargo, a medida que la población de esas regiones crece, se ejerce una presión cada vez mayor sobre los ecosistemas costeros. La medida en que el aumento de la población mundial ejerce presiones sobre el medio marino varía y depende de diversos factores, como dónde y cómo viven las personas, cuánto consumen y qué tecnologías utilizan para producir energía, alimentos y materiales, asegurar el transporte y gestionar los desechos producidos. Las repercusiones de los cambios de la población mundial en las regiones costeras, la utilización de los recursos marinos y la generación de desechos se describen con detalle en el capítulo 8 y en la parte 5.

2.2. Actividad económica

El crecimiento económico, medido como producto interno bruto (PIB) per cápita, ha aumentado constantemente a nivel mundial,⁴ aunque se ha desacelerado como consecuencia del descenso del volumen del comercio. El crecimiento en el primer semestre de 2019 se situó en el 1 %, el nivel más débil desde 2012 (Fondo Monetario Internacional (FMI), 2019). El crecimiento económico, promediado en toda la población mundial con una gran variabilidad geográfica en el crecimiento económico, como se indica en la secc. 3), ha dado lugar a que los ingresos anuales medios de una persona aumenten de 3.300 dólares en 1950 a 14.574 dólares en 2016. La desaceleración del crecimiento está asociada en gran medida a la debilidad de la industria manufacturera y el comercio. En cambio, las industrias de servicios, como el turismo, han crecido (FMI, 2019).

El crecimiento de la población mundial y el aumento de la demanda de bienes y servicios han dado lugar a un incremento del consumo de energía y la utilización de recursos. Comprender la relación entre el aumento de la actividad económica y el uso de los recursos

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

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

naturales es esencial para entender la sostenibilidad futura y limitar los impactos asociados a la extracción, la producción, el consumo y la generación de desechos (Jackson, 2017).

La demanda total de energía aumentó de 13.267 millones de toneladas equivalentes de petróleo en 2014 a 13.978 millones de toneladas equivalentes de petróleo en 2018.⁵ Al mismo tiempo, la intensidad de la energía primaria, un indicador de cuánta energía utiliza la economía mundial, se redujo del 1,7 % en 2017 al 1,2 % en 2019 (Agencia Internacional de Energía (AIE), 2019a). La desaceleración de las eficiencias (es decir, la cantidad de PIB generada por la cantidad de energía utilizada) es el resultado de una serie de factores a corto plazo, como el crecimiento de la generación de electricidad basada en combustibles fósiles, y de cambios estructurales a más largo plazo, como la desaceleración de la transición hacia industrias de menor intensidad energética. Al mismo tiempo, las inversiones dedicadas a la eficiencia energética se han mantenido estables desde 2014. Las mejoras de la eficiencia técnica redujeron las emisiones de carbono relacionadas con la energía en 3,5 gigatoneladas de CO₂ entre 2015 y 2018 (AIE, 2019a). Además, la producción de energía renovable ha ido aumentando a medida que muchos países adoptaban estrategias energéticas basadas en ella como parte de los esfuerzos por reducir las emisiones de gases de efecto invernadero. La producción de energía oceánica es parte de muchos desarrollos estratégicos y creció de 1 TWh (teravatio-hora) en 2014 a 1,2 TWh en 2018 (AIE, 2019b). Los cambios de la producción de energía, incluidas las energías renovables marinas y las presiones generadas sobre el medio marino, se estudian con detalle en los capítulos 19 y 21.

La actividad económica asociada a la extracción de recursos marinos también sigue creciendo a medida que la población mundial aumenta. La producción de alimentos marinos y dulceacuícolas fue una fuente de proteínas e ingresos clave para aproximadamente 59,6 millones de personas en todo el mundo en 2016,

lo que supone un aumento con respecto a los 56,6 millones de 2014. Aunque la pesca de captura marina se mantiene estable en torno a los 80 millones de toneladas, la acuicultura en aguas marinas aumenta constantemente y pasó de 26,8 millones de toneladas en 2014 a 28,7 millones de toneladas en 2016 (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, 2018). Las consecuencias del aumento de la demanda de producción de alimentos marinos, incluidas la sobrepesca, la captura accidental de especies en peligro de extinción y la pérdida o degradación de hábitats por la pesca y la acuicultura, se describen en detalle en los capítulos 15 a 17.

Muchos países están elaborando o han elaborado estrategias para el posible crecimiento de actividades marítimas como la energía oceánica, la acuicultura, la biotecnología marina, el turismo costero y la minería de los fondos marinos (es decir, el crecimiento de la economía azul). Sin embargo, una importante limitación para el crecimiento de las economías oceánicas es el actual deterioro de la salud de los océanos y las presiones que ya se ejercen sobre ellos (Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos, 2016), muchas de las cuales se describen con detalle en la parte 5.

2.3. Avances tecnológicos

A medida que las actividades marítimas se han ido ampliando y que ha aumentado la demanda de recursos, los avances tecnológicos han sido fundamentales para incrementar la eficiencia, expandir los mercados y potenciar el crecimiento económico asociado a las actividades. Esas innovaciones han dado lugar a resultados tanto positivos como negativos para el medio marino. Algunos avances de las tecnologías de la pesca han provocado un aumento general de la capacidad y, en muchas regiones de América del Norte, Asia y Europa, un exceso de capacidad (Eigaard *et al.*, 2014). El aumento de la eficiencia logrado mediante el uso de tecnologías (también conocido como "arrastre tecnológico") que, por ejemplo, per-

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

miten una localización más eficiente y precisa de las poblaciones objeto de la pesca también ha dado lugar a un aumento de las actividades en las pesquerías y ha contribuido así a la sobrepesca de las poblaciones (Finkbeiner *et al.*, 2017). Por el contrario, los avances de la teledetección, las tecnologías de cámara, el despliegue sobre el terreno de enfoques genéticos para la identificación de especies y el uso de la inteligencia artificial y los enfoques de aprendizaje automático están contribuyendo ahora a mejorar la vigilancia de la pesca ilegal, no reglamentada y no registrada (Detsis *et al.*, 2012) y la notificación de las capturas (Ruiz *et al.*, 2014), permitir la trazabilidad de los productos (Lewis y Boyle, 2017) y reducir el despilfarro a lo largo de las cadenas de suministro (Haflidason *et al.*, 2012). Esas tecnologías también están ayudando a mejorar la vigilancia de los movimientos de las flotas pesqueras, asegurando así una gestión más eficaz de las zonas protegidas (Rowlands *et al.*, 2019).

Los avances tecnológicos, incluida la digitalización, están modernizando la eficiencia energética mediante la reducción del uso de la energía, el desplazamiento de la demanda de los períodos de máxima actividad a los de actividad normal, el aumento de la conectividad y el suministro de cargas flexibles (que representan una proporción cada vez mayor de la generación intermitente de energía a través del sector de las energías renovables), con resultados positivos en cuanto a las emisiones de gases de efecto invernadero (Agencia Internacional de la Energía (AIE), 2019a). Las mejoras de los motores de los vehículos con el fin de quemar combustibles fósiles de manera más eficiente y las innovaciones relativas a la energía solar y eólica para producir energía limpia también están ayudando a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero.

2.4. Cambios en las estructuras de gobernanza e inestabilidad geopolítica

Muchos tratados y acuerdos internacionales, entre ellos la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar,⁶ el Convenio sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y Otras Materias de 1972,⁷ Acuerdo sobre la Aplicación de las Disposiciones de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar de 10 de Diciembre de 1982 relativas a la Conservación y Ordenación de las Poblaciones de Peces Transzonales y las Poblaciones de Peces Altamente Migratorios,⁸ el Convenio sobre la Diversidad Biológica⁹ y la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible,¹⁰ tienen por objeto reducir las presiones sobre el medio marino y mejorar los resultados de la conservación. Las metas fijadas en asociación con acuerdos internacionales, como las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica¹¹ y los Objetivos de Desarrollo Sostenible¹² han dado lugar a un aumento del establecimiento de áreas marinas protegidas y un incremento asociado de la protección del medio marino. Las organizaciones regionales de ordenación pesquera coordinan los esfuerzos encaminados a la ordenación de los recursos pesqueros compartidos (Haas *et al.*, 2020) y en algunas regiones han previsto la aplicación de marcos eficaces de recuperación de las poblaciones de especies marinas después de la sobrepesca (Hillary *et al.*, 2016).

Las políticas de apoyo aplicadas a nivel nacional también han mejorado la gestión de las actividades marinas en algunas zonas (Evans *et al.*, 2017). Sin embargo, las desigualdades mundiales, incluidas las relacionadas con la riqueza, el género, la geografía, los derechos y el acceso a los recursos, pueden tener reper-

⁶ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1833, No. 31363.

⁷ *Ibid.*, vol. 1046, No. 15749.

⁸ *Ibid.*, vol. 2167, No. 37924.

⁹ *Ibid.*, vol. 1760, No. 30619.

¹⁰ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

¹¹ Véase Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, documento UNEP/CBD/COP/10/27, anexo, decisión X/2.

¹² Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

cusiones en la eficacia de las políticas destinadas a gestionar el medio marino (Balvanera *et al.*, 2019). Además, la consolidación y concentración de la propiedad de las empresas ha dado lugar a que un reducido número de empresas o financieros controlen a menudo grandes partes de los flujos de cualquier mercado (pág. ej., Bailey *et al.*, 2018). Las empresas tienen más posibilidades de negociar directamente con los Gobiernos, lo que podría obstaculizar el progreso hacia el logro de resultados sostenibles para el medio marino. Cuando existe un conflicto sobre el acceso a los recursos y los derechos de propiedad, las políticas y los acuerdos centrados en la sostenibilidad pueden verse socavados por ese conflicto (Suárez-de Vivero y Rodríguez Mateos, 2017). Además, la inestabilidad de los Gobiernos puede dar lugar a una formulación lenta o ineficaz de las políticas y los marcos de gestión, lo que provoca una sobreexplotación continua o creciente de los recursos.

2.5. Cambio climático

El clima siempre ha tenido una influencia considerable en el medio marino, con una gran variabilidad natural de un año a otro y una variabilidad a largo plazo asociada a los fenómenos climáticos a nivel regional y mundial. Sin embargo, hay pruebas contundentes de que el clima está cambiando a un ritmo sin precedentes en el registro geológico. En el informe especial del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático sobre el océano y la criosfera en un clima cambiante (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), 2019), se resumen las pautas históricas y recientes del clima mundial y se proporcionan proyecciones de los cambios en diferentes escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero.

Las emisiones de gases de efecto invernadero han seguido aumentando desde la primera Evaluación y las emisiones mundiales de CO₂ han aumentado de 30,4 gigatoneladas en 2010 a 33,3 gigatoneladas en 2019.¹³ El aumento de

las emisiones ha dado lugar a una reducción generalizada de la criosfera (partes del planeta formadas por agua congelada), continuos incrementos de la temperatura de los océanos, disminuciones del pH y el oxígeno de los océanos, cambios de las corrientes y aumentos de los fenómenos extremos como las olas de calor (IPCC, 2019). Esos cambios se describen detalladamente en el capítulo 5 y las presiones que están generando, incluidos los impactos socioeconómicos, se describen con detalle en el capítulo 9.

Como continuación de la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (que entró en vigor en 1994) y del Protocolo de Kyoto (que entró en vigor en 2005), la Conferencia de las Partes en la Convención, en su 21er período de sesiones, aprobó el Acuerdo de París en diciembre de 2015.¹⁴ El Acuerdo tiene por objeto fortalecer la respuesta mundial a la amenaza del cambio climático y para ello mantener el aumento de la temperatura media mundial muy por debajo de 2 °C con respecto a los niveles preindustriales, y proseguir los esfuerzos para limitar ese aumento de la temperatura a 1,5 °C con respecto a los niveles preindustriales. En él se reconoce que el cambio climático representa una amenaza apremiante y con efectos potencialmente irreversibles para las sociedades humanas y el planeta y, por lo tanto, exige la cooperación más amplia posible de todos los países. También se reconoce que se requerirán fuertes reducciones de las emisiones mundiales para alcanzar el objetivo último de la Convención.

En su informe sobre el calentamiento global de 1,5°C (IPCC, 2018), el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático describió las vías de mitigación compatibles con un calentamiento del clima global de 1,5°C, los impactos probables asociados a ese calentamiento y lo que debería hacerse para responder a tal cambio. En el informe se destacaba que el calentamiento provocado por las emisiones antropogénas persistiría durante siglos o milenios y seguiría causando nuevos cam-

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

¹⁴ Véase FCCC/CP/2015/10/Add.1, decisión 1/CP.21, *anexo*.

bios a largo plazo en el sistema climático, incluido el océano.

Entre las interacciones entre el cambio climático y otras fuerzas motrices figuran la influencia en la distribución de las poblaciones mundiales a medida que las personas se desplazan desde zonas cada vez más inhabitables, las re-

percusiones económicas, como las relacionadas con la producción de alimentos (pág. ej., la acuicultura y la pesca), y la siempre creciente necesidad de innovaciones y soluciones tecnológicas para reducir los gases de efecto invernadero, incluida una mayor dependencia de la energía renovable marina.

3. Cuestiones clave específicas de las regiones o aspectos asociados a las fuerzas motrices

La variabilidad geográfica de la distribución de las poblaciones, el desarrollo económico, el acceso a los avances tecnológicos, la capacidad de aplicar marcos de gobernanza y gestión y los efectos del cambio climático y las respuestas a este dan lugar a una considerable variabilidad de la influencia en las distintas regiones oceánicas de cada una de las fuerzas motrices descritas en la sección 2.

3.1. Crecimiento poblacional y cambios demográficos

Las tasas de fecundidad de las regiones de altos ingresos son inferiores a las de las regiones de ingresos medios y bajos (Baxter *et al.*, 2017). La variación de las tasas de fecundidad plantea problemas a los países en que las tasas de fecundidad y el crecimiento demográfico son elevados (DAES, 2019c), así como a los países en que las tasas de fecundidad son bajas y el componente de envejecimiento de la población va en aumento (véase también la sección 4). África Subsahariana, Asia Central y Meridional y Asia Oriental y Sudoriental son regiones en las que se registra un gran crecimiento demográfico. La tasa media de crecimiento demográfico en los países menos adelantados¹⁵ fue del 2,3 % en el período 2015-2020, más del doble de la tasa mundial. Esa situación plantea dificultades a dichos países para lograr el desarrollo sostenible y la conservación de las

zonas costeras y marinas, y se ve agravada por su vulnerabilidad al cambio climático, la variabilidad del clima y el aumento del nivel del mar (DAES, 2019c).

3.2. Crecimiento económico

Las disparidades geográficas del crecimiento económico han ido en aumento desde la década de 1980, como reflejo de los avances económicos que se han producido en algunas regiones y el estancamiento de otras. Si bien la mayoría de los países experimentaron un crecimiento positivo entre 1950 y 2016, otros, como la República Centroafricana y la República Democrática del Congo, registraron un crecimiento negativo, en gran medida como resultado de la inestabilidad política (Karnane y Quinn, 2019). En particular, las disparidades en materia de empleo y productividad dentro de los países también han ido en aumento y se han registrado grandes diferencias del alcance de las disparidades en las economías desarrolladas (FMI, 2019). El cambio climático puede exacerbar aún más esas disparidades, en especial cuando existe una variabilidad geográfica de la distribución de industrias susceptibles, como la agricultura (incluidas la pesca y la acuicultura). En general, la actividad económica se ve afectada por aumentos no lineales de la temperatura, que pueden aportar beneficios a las actividades económicas en regiones muy frías (pág. ej., la apertura del Océano Ártico).

¹⁵ El Grupo de los Países Menos Adelantados está formado por 47 países: 32 en África Subsahariana; 2 en África Septentrional y Asia Occidental; 4 en Asia Central y Meridional; 4 en Asia Oriental y Sudoriental; 1 en América Latina y el Caribe; y 4 en Oceanía. Para obtener más información véase <http://unohrrls.org/about-ldcs>.

co a las rutas marítimas y un mayor potencial comercial), pero, a partir de cierta temperatura óptima, se producen repercusiones negativas para la producción económica y el potencial laboral (FMI, 2019).

3.3. Avances tecnológicos

Las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional son cada vez más accesibles gracias a los avances tecnológicos que facilitan la exploración y explotación de los recursos de los fondos marinos, como la biodiversidad, los minerales, el petróleo y el gas. Asegurar el desarrollo sostenible de esas regiones requerirá la cooperación internacional con miras a gestionarlas eficazmente. Las negociaciones relativas a un instrumento internacional jurídicamente vinculante en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional¹⁶ se centran en asegurar el desarrollo sostenible y la conservación de esas regiones (véase también el cap. 28). La Autoridad Internacional de los Fondos Marinos tiene el doble mandato de promover el aprovechamiento de los minerales de las aguas profundas, asegurando al mismo tiempo que este aprovechamiento no sea perjudicial para el medio ambiente. En las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional se requerirá una planificación adecuada para reducir al mínimo los efectos en el medio marino. La adopción de los avances tecnológicos para acceder a los recursos marinos y utilizarlos, desarrollar de forma sostenible las industrias marinas y gestionar eficazmente esos usos no es uniforme a nivel mundial. Muchas regiones, en particular aquellas en las que se encuentran países menos adelantados, siguen sin tener acceso a tecnologías que puedan contribuir al uso sostenible de los recursos marinos.

3.4. Cambios en las estructuras de gobernanza e inestabilidad geopolítica

En el pasado decenio han aumentado el nacionalismo y el proteccionismo, lo que ha contribuido a la modificación de los acuerdos comerciales y, más recientemente, a la aplicación de aranceles a las mercancías entre países concretos. El índice de democracia¹⁷ bajó de 5,55 en 2014 a 5,44 en 2019, a causa en gran medida del deterioro de las condiciones regionales en América Latina y África Subsahariana. Cuando se calculan los índices de cada país, se observan marcadas diferencias regionales. Los países de Escandinavia, la parte más septentrional de América del Norte y el Pacífico Sudoccidental registraron los índices más altos, mientras que los de África Subsahariana, Oriente Medio y partes de Asia tuvieron los más bajos. Esas diferencias afectan a la aplicación de los tratados y acuerdos mundiales y regionales, lo que repercute en el crecimiento económico, la transferencia de tecnologías y la aplicación de marcos para la ordenación del uso de los océanos, incluida la elaboración de políticas nacionales relacionadas con los océanos. La situación, por lo tanto, afecta a la sostenibilidad de las actividades humanas y a la protección de los ecosistemas marinos en esas zonas.

3.5. Cambio climático

Los efectos del cambio climático no son uniformes en los océanos del mundo. Varias regiones se están calentando a tasas más altas que el promedio mundial y se consideran focos marinos (Hobday y Pecl, 2014). Varios de esos focos se encuentran donde la dependencia humana de los recursos marinos es mayor, como en Asia Sudoriental y África Occidental, lo que tiene consecuencias sustanciales para la seguridad alimentaria en comparación con otras regiones. El Ártico es otra región en la que el océano se está calentando entre 2 y 3 veces más rápido que la media mundial (IPCC,

¹⁶ Véase la resolución de la Asamblea General 72/249.

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

2018). De forma similar, las disminuciones del pH y de las concentraciones de iones carbonatos del océano, asociadas a la acidificación del océano, y otros efectos del cambio climático, como la desoxigenación, la estratificación y el aumento del nivel del mar, registran diferencias a nivel regional, de modo que el impacto

en el medio marino varía mucho. Las diferencias regionales de esos cambios se describen en detalle en el capítulo 5 y las presiones que están generando, incluidos los impactos socioeconómicos, se describen en detalle en el capítulo 9.

4. Perspectivas

Las proyecciones realizadas en el marco de las vías socioeconómicas compartidas estiman que se producirá un aumento del 71 % de la población humana total de las regiones costeras en el período comprendido entre 2000 y 2050, hasta llegar a más de 1.000 millones de personas, como resultado del crecimiento general de la población mundial, así como de la migración a esas zonas (Merkens *et al.*, 2016). En las mismas hipótesis, se prevé que las poblaciones de las zonas de baja a media densidad (menos de 1.000 personas/km²) disminuirán, mientras que las de las zonas de mayor densidad aumentarán (Jones y O'Neill, 2016), de manera que se producirá una expansión de las huellas de las ciudades en las zonas de alta densidad y una creciente presión sobre la infraestructura conexas. La forma y el lugar en que viven las poblaciones mundiales y sus impactos conexos en el medio ambiente se verán influidos por el cambio climático de muchas maneras. A medida que algunas zonas se vuelvan cada vez más inhabitables como resultado de la disminución de las precipitaciones, el aumento de las temperaturas, la elevación del nivel del mar y la pérdida de servicios ecosistémicos, las personas se dirigirán a regiones más habitables y aumentarán las huellas urbanas en esas regiones.

Está previsto que, a medida que la población mundial vaya envejeciendo y el crecimiento general se desacelere, se produzca una disminución el tamaño de la fuerza de trabajo, lo que repercutirá en la economía mundial. Se estima que la población mundial de 20 a 64 años de edad, que registra la mayor proporción de contribuyentes a las economías mundiales, crecerá menos de la mitad de rápido en

el período 2015-2040 en comparación con los 25 años anteriores, mientras que la población mayor de 65 años crecerá cinco veces más rápido que la población en edad de trabajar (Baxter *et al.*, 2017). La forma en que las economías mundiales responderán a la influencia del crecimiento demográfico y la demografía cambiantes dependerá de las políticas públicas, como la introducción de políticas que reduzcan los obstáculos al empleo de la mujer y su capacidad de utilizar los avances en las tecnologías para mantener la productividad. Esos cambios del crecimiento demográfico y la distribución y densidad de la población, así como los cambios de las economías, influirán en el medio marino de maneras que aún están por determinar.

La actividad económica en el océano se está expandiendo rápidamente y las proyecciones indican que, para 2030, en un escenario en que todo siga igual, la economía oceánica podría duplicarse con creces, hasta alcanzar un valor de más de 3 billones de dólares y unos 40 millones de puestos de trabajo a tiempo completo (Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos, 2016). Los avances e innovaciones de carácter tecnológico serán fundamentales para encontrar vías sostenibles que permitan el desarrollo de las economías mundiales, incluida la economía oceánica, al tiempo que se afrontan muchos de los desafíos actuales del océano.

Será difícil que la regulación y la gobernanza puedan mantener el ritmo de unos cambios tan rápidos. La integración de las nuevas industrias marítimas en los marcos regulatorios existentes y fragmentados restringirá la capacidad de

hacer frente a las presiones generadas por las industrias de manera eficaz y oportuna. Se necesitará una gestión integrada de los océanos más eficaz para asegurar un futuro sostenible para los océanos a la luz de las fuerzas motrices del cambio que se detallan en el presente capítulo y también en el capítulo 27.

Si las emisiones de gases de efecto invernadero continúan al ritmo actual, se estima que la temperatura de la superficie llegaría a aumentar 1,5 °C en algún momento entre 2030 y 2052 (IPCC, 2018). Ya se han observado muchos cambios en los ecosistemas marinos como resultado del cambio climático y los futuros cambios relacionados con el clima y los riesgos asociados dependerán de si se logra o no (y cuándo se logra) alcanzar la cifra de cero emisiones netas de gases de efecto invernadero, así como de los valores asociados de la tasa, el punto máximo y la duración del calentamiento de la superficie (IPCC, 2018). Incluso si se lograra reducir las emisiones antropogénicas mundiales netas de CO₂ a cero, el calentamiento sostenido persistiría durante siglos o milenios y seguiría causando más cambios a largo plazo en el sistema climático y, por asociación, en el océano, incluidos el aumento del nivel del mar y la acidificación del océano (IPCC, 2018). Será necesario aumentar y acelerar los enfoques de mitigación y adaptación con el fin de reducir los futuros riesgos relacionados con el clima para la seguridad alimenta-

ria, las industrias marítimas y las comunidades costeras asociados a los cambios del medio marino.

La pandemia de COVID-19 está extendiéndose por el mundo y causando importantes trastornos a las economías nacionales y a las personas. En muchas regiones, como consecuencia de los esfuerzos de mitigación para reducir la propagación del virus, han disminuido temporalmente las presiones que afectan inmediatamente al océano, como la pesca, las actividades turísticas, la contaminación y las emisiones de gases de efecto invernadero.¹⁸ Las restricciones impuestas a la circulación de las personas y a las operaciones comerciales, junto con el cierre de las fronteras, han causado perturbaciones de las cadenas de suministro y reducciones de los mercados, que han repercutido en varias industrias marinas, en particular en la pesca.¹⁹ Sin embargo, se prevé que los probables efectos de la reducción de las presiones en el cambio a largo plazo ocasionado por las fuerzas motrices, como el cambio climático, serán mínimos y actualmente no está claro qué beneficios podrían aportar a los ecosistemas marinos. Las perturbaciones de las cadenas de suministro mundiales han puesto de relieve que muchos países necesitan fortalecer las cadenas de suministro locales y, en particular, estudiar la posibilidad de utilizar opciones de comercio electrónico para prestar apoyo a las cadenas de suministro en general.

5. Otras carencias principales en materia de conocimientos y creación de capacidad

Las cinco fuerzas motrices descritas en el presente capítulo interactúan entre sí de diversas maneras. No todos entienden esas interacciones de la misma forma y, en particular, la comprensión de los mecanismos por los que las interacciones entre las fuerzas motrices influyen en el medio marino es una nueva esfera de investigación, aunque se ha reconocido que es

esencial para elaborar enfoques holísticos de la gestión de los océanos. Una gestión integrada que tenga en cuenta los valores y las necesidades sociales, económicas, ecosistémicas y culturales —un enfoque de todo el sistema— hace posible la determinación de vías sostenibles que apoyen las economías nacionales y el bienestar humano.

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

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

Es necesario elaborar marcos de modelización dentro de los cuales se puedan explorar escenarios que abarquen los cambios de la población, la exploración de las estructuras de gobernanza y los efectos ambientales y económicos como consecuencia del cambio climático. Actualmente se está llevando a cabo la elaboración inicial de modelos socioecológicos integrados que incorporan el medio marino y la pesca en vías socioeconómicas compartidas para explorar la estructuración futura de las pesquerías oceánicas (Maury *et al.*, 2017; Bograd *et al.*, 2019). También se están utilizando enfoques alternativos a los modelos integrados para explorar los futuros estados del ecosistema marino y las pesquerías (Tittensor *et al.*, 2018). Es necesario que esos esfuerzos progresen, no solo para ampliar los enfoques de modelización a fin de explorar los efectos de las múltiples fuerzas motrices y sus efectos acumulativos en los ecosistemas marinos, sino también para proporcionar instrumentos que sirvan de interfaz entre los enfoques de modelización y los marcos de adopción de decisiones que permiten la planificación y aplicación de enfoques sostenibles del uso de los océanos.

La capacidad de medir y, por lo tanto, de comprender los componentes clave que contribuyen a las fuerzas motrices del cambio descritas en el presente capítulo, es decir, la evolución social, demográfica y económica de las sociedades, incluidos los correspondientes cambios de los estilos de vida y las pautas generales de consumo y producción asociadas, no es igual en todo el planeta. Es necesario fomentar la capacidad, en particular en los países menos adelantados, para realizar observaciones que permitan comprender las principales fuerzas motrices que afectan al medio marino, sus interacciones y los resultados del cambio de cada una de ellas. Asimismo, es necesario desarrollar la capacidad de registrar los cambios causados por las presiones asociadas a las fuerzas motrices y, de ese modo, comprender los impactos en el medio marino (Evans *et al.*, 2019). Por último, es necesario contar con capacidad para planificar, evaluar y gestionar eficazmente las actividades oceánicas en marcos que reconozcan las principales fuerzas motrices y sus interacciones, en particular en las regiones en que actualmente hay escasa capacidad para aplicar esos marcos.

Bibliografía

- Agencia Europea de Medio Ambiente (2005). Sustainable Use and Management of Natural Resources. Informe de la AEMA, 9/2005. Copenhague: Agencia Europea de Medio Ambiente.
- _____ (2019). The European Environment –State and Perspectives 2020, Knowledge for Transition to a Sustainable Europa. Informe de la AEMA, 9/2005. Copenhague: Agencia Europea de Medio Ambiente.
- Agencia Internacional de Energía (AIE) (2019a). Energy Efficiency 2019. París: Agencia Internacional de Energía.
- _____ (2019b). Tracking Power. Paris: International Energy Agency. www.iea.org/reports/tracking-power-2019.
- Bailey, Megan, *et al.* (2018). The role of corporate social responsibility in creating a Seussian world of sea-food sustainability. *Fish and Pesca*, vol. 19, No. 5, págs. 782 a 790.
- Balvanera, Patricia, *et al.* (2019). Capítulo 2: Status and trends; indirect and direct drivers of change. En IPBES Global Assessment on Biodiversity and Ecosystem Services, ed. IPBES. Bonn: secretaría de la IPBES.

- Baxter, David, *et al.* (2017). Population aging and the global economy: weakening demographic tailwinds reduce economic growth. En Berkeley Forum on Aging and the Global Economy. Nota informativa No. 1.
- Blanco, Gabriel, *et al.* (2014). Capítulo 5: drivers, trends and mitigation. En Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. IPCC Working Group III Contribution to AR5. Cambridge University Press.
- Bograd, Steven J., *et al.* (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., y E. L. Johnston (2017). Australia State of the Environment 2016: Coasts, Independent Report to the Australian Government Minister for Environment and Energy. Canberra: Departamento de Medio Ambiente y Energía del Gobierno de Australia.
- Consejo Internacional para la Ciencia (2017). A Guide to SDG Interactions: From Science to Implementation. eds. D. J. Griggs *et al.* París: Consejo Internacional para la Ciencia (París).
- Detsis, Emmanouil, *et al.* (2012). Project catch: a space-based solution to combat illegal, unreported and unregulated fishing: Part I: vessel monitoring system. *Acta Astronautica*, vol. 80, págs. 114 a 123.
- Eigaard, Ole Ritzau, *et al.* (2014). Technological development and fisheries management. *Reviews in Pesca Science & Acuicultura*, vol. 22, No. 2, págs. 156 a 174. <https://doi.org/10.1080/23308249.2014.899557>.
- Evaluación de los ecosistemas del milenio (2003). Millennium Ecosystem Assessment: Ecosystems and Human Well-Being: A Framework for Assessment. Washington, D. C.: Island press.
- Evans, Karen, *et al.* (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, *et al.* (2017). Australia State of the Environment 2016: Marine Environment, Independent Report to the Australian Government Minister for the Environment and Energy. Canberra: Departamento de Medio Ambiente y Energía del Gobierno de Australia.
- Finkbeiner, Elena M., *et al.* (2017). Reconstructing overfishing: moving beyond malthus for effective and equitable solutions. *Fish and Pesca*, vol. 18, No. 6, págs. 1180 a 1191.
- Fondo Monetario Internacional (FMI) (2019). World Economic Perspectives: Global Manufacturing Downturn, Rising Trade Barriers. Washington, D. C.: Fondo Monetario Internacional.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (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 *et al.* Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- _____ (2019). Summary for policymakers. En IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate, eds. Hans-Otto Pörtner *et al.*, Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático.
- Haas, Bianca, *et al.* (2020). Factors influencing the performance of regional fisheries management organizations. *Marine Policy*, vol. 113.
- Hafliðason, Tómas, *et al.* (2012). Criteria for temperature alerts in cod supply chains. *International Journal of Physical Distribution & Logistics Management*, vol. 42, No. 2, págs. 355 a 371.

- Hillary, Richard M., *et al.* (2016). A scientific alternative to moratoria for rebuilding depleted international tuna stocks. *Fish and Pesca*, vol. 17, No. 2, págs. 469 a 482. <https://doi.org/10.1111/faf.12121>.
- Hobday, Alistair J., y Gretta T. Pecl (2014). Identification of global marine hotspots: sentinels for change and vanguards for adaptation action. *Reviews in Fish Biology and Pesca*, vol. 24, No. 2, págs. 415 a 425.
- Jackson, W. J. (2017). Australia State of the Environment 2016: Drivers, Independent Report to the Australian Government Minister for the Environment and Energy. Canberra: Departamento de Medio Ambiente y Energía del Gobierno de Australia.
- Jones, Bryan, y Brian C. O'Neill (2016). Spatially explicit global population scenarios consistent with the shared socioeconomic pathways. *Environmental Research Letters*, vol. 11, No. 8, pág. 084003.
- Karnane, Pooja, y Michael A. Quinn (2019). Political instability, ethnic fractionalization and economic growth. *International Economics and Economic Policy*, vol. 16, No. 2, págs. 435 a 461. <https://doi.org/10.1007/s10368-017-0393-3>.
- Lewis, Sara G., y Mariah Boyle (2017). The expanding role of traceability in seafood: tools and key initiatives. *Journal of Food Science*, vol. 82, No. S1, págs. A13 a 21. <https://doi.org/10.1111/1750-3841.13743>.
- Maury, Olivier, *et al.* (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, págs. 203 a 216.
- Maxim, Laura, *et al.* (2009). An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecological Economics*, vol. 69, No. 1, págs. 12 a 23.
- Merkens, Jan-Ludolf, *et al.* (2016). Gridded population projections for the coastal zone under the shared socioeconomic pathways. *Global and Planetary Change*, vol. 145, págs. 57 a 66.
- Naciones Unidas (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The Conservation and Sustainable Use of Marine Biological Diversidad of Areas beyond National Jurisdiction. A Technical Abstract of the First Global Integrated Marine Assessment*. Nueva York: Naciones Unidas.
- Naciones Unidas, Departamento de Asuntos Económicos y Sociales, División de Población (DAES) (2019a). *International Migrant Stock 2019*. Naciones Unidas. www.un.org/en/development/desa/population/migration/data/estimates2/estimates19.asp.
- _____ (2019b). *Percentage of Total Population Living in Coastal Areas*. Nueva York: Naciones Unidas. https://sedac.ciesin.columbia.edu/es/papers/Coastal_Zone_Pop_Method.pdf.
- _____ (2019c). *World Population Prospects 2019: Highlights (ST/ESA/SER.A/423)*. Nueva York: Naciones Unidas.
- Neumann, Barbara, *et al.* (2015). Future coastal population growth and exposure to sea-level rise and coastal flooding – a global assessment. *PloS One*, vol. 10, No. 3, pág. e0118571.
- Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (2016). *The Ocean Economy in 2030*. <https://doi.org/10.1787/9789264251724-en>.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2018). *The State of World Pesca and Acuicultura 2018-Meeting the Sustainable Development Goals*. Roma.
- Patrício, Joana, *et al.* (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>.

- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, ed. (2019). *Global Environment Perspectives – GEO-6: Healthy Planet, Healthy People*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781108627146>.
- Rowlands, Gwilym, *et al.* (2019). Satellite surveillance of fishing vessel activity in the Ascension Island Exclusive Economic Zone and Marine Protected Area. *Marine Policy*, vol. 101, págs. 39 a 50.
- Ruiz, J., *et al.* (2014). Electronic monitoring trials on in the tropical tuna purse-seine fishery. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 72, No. 4, págs. 1201 a 1213. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsu224>.
- Smeets, Edith, y Rob Weterings (1999). *Environmental Indicators: Typology and Overview*. Copenhagen: Agencia Europea de Medio Ambiente.
- Suárez-de Vivero, Juan L., y Juan C. Rodríguez Mateos (2017). Forecasting geopolitical risks: Oceans as Fuente of instability. *Marine Policy*, vol. 75, págs. 19 a 28.
- Tittensor, Derek P., *et al.* (2018). A protocol for the intercomparison of marine fishery and ecosystem models: Fish-MIP v1.0. *Geoscientific Model Development*, vol. 11, No. 4, págs. 1421 a 1442.

Parte cuatro
Estado actual del
medio ambiente
marino y sus
tendencias

Capítulo 5

Tendencias

del estado físico

y químico de los

océanos

Contribuidores: Carlos Garcia-Soto (miembro principal); contribuidores: Levke Caesar, Anny Cazenave, Lijing Cheng, Alicia Cheripka, Paul Durack, David Halpern, Libby Jewett, Guancheng Li, Ignatius Rigor, Sunke Schmidtko y Tymon Zielinski (comiembro principal).

Ideas clave

- La expansión térmica causada por el calentamiento oceánico y el derretimiento del hielo terrestre son las principales causas de la aceleración de la elevación mundial del nivel medio del mar.
- El calentamiento global también está afectando a muchos sistemas de circulación. La circulación meridional de retorno del Atlántico ya se ha debilitado y es muy probable que continúe haciéndolo en el futuro. Entre los efectos de los cambios de la circulación oceánica se encuentran la elevación regional del nivel del mar, cambios de la distribución de los nutrientes y la absorción de carbono del océano, y retroalimentaciones con la atmósfera, como la alteración de la distribución de las precipitaciones.
- Más del 90 % del calor del calentamiento global se almacena en los océanos mundiales. Desde la década de 1950, los océanos han mostrado un considerable calentamiento entre la superficie y una profundidad de 2.000 m. La proporción de contenido de calor oceánico se ha duplicado con creces desde la década de 1990 en comparación con las tendencias a largo plazo. El calentamiento de los océanos se puede observar en la mayor parte de los océanos del mundo, si bien en unas pocas regiones se registra un enfriamiento a largo plazo.
- El océano muestra una marcada pauta de cambios de la salinidad en las observaciones realizadas a lo largo de varias décadas y los patrones superficiales y subsuperficiales proporcionan claros indicios de una amplificación del ciclo del agua sobre el océano. Esto se manifiesta en el incremento de la salinidad cerca de la superficie en las regiones subtropicales de alta salinidad y en su disminución en las regiones de baja salinidad, como la piscina cálida del Pacífico occidental y los polos.
- El aumento de los niveles de CO₂ atmosférico y el consiguiente incremento del carbono oceánico ha modificado la composición química de los océanos, incluidos cambios del pH y la saturación de aragonito. Mediante estudios de campo y experimentos, se ha demostrado que un medio ambiente marino con mayor contenido de carbono, especialmente cuando se combina con otros factores de tensión ambiental, tiene efectos negativos en una amplia gama de organismos, en particular los que forman conchas de carbonato de calcio, y altera la diversidad biológica y la estructura de los ecosistemas.
- Las décadas de observaciones realizadas con respecto al oxígeno permiten llevar a cabo un sólido análisis de tendencias. Las mediciones a largo plazo han mostrado disminuciones de las concentraciones de oxígeno disuelto en la mayoría de las regiones oceánicas y la expansión de las zonas con déficit de oxígeno. La disminución de la solubilidad causada por la temperatura es responsable de la mayor parte de la pérdida de oxígeno cerca de la superficie, aunque la disminución de oxígeno no se limita a la capa superior de los océanos, sino que se ha registrado en toda la columna de agua en muchas zonas.
- La extensión total de los hielos marinos ha ido disminuyendo rápidamente en el Ártico, pero las tendencias son insignificantes en el Antártico. En el Ártico, las tendencias estivales son más llamativas en el sector del Pacífico del océano Ártico, mientras que en el Antártico las tendencias estivales muestran aumentos en el mar de Weddell y disminuciones en el sector antártico occidental del océano Austral. Las variaciones de la extensión de los hielos marinos son el resultado de los cambios del viento y las corrientes oceánicas.

1. Introducción

En el presente capítulo se analizan el estado físico y químico actual del océano y sus tendencias, utilizando siete indicadores clave del cambio climático:

- **Nivel del mar.** El nivel del mar integra los cambios del sistema climático de la Tierra que se producen en respuesta a una variabilidad climática no forzada, así como las

influencias naturales y antropogénas. Por lo tanto, es un indicador destacado del cambio y la variabilidad del clima mundial.

- **Circulación oceánica.** La circulación oceánica desempeña un papel fundamental en la regulación del clima de la Tierra e influye en la vida marina mediante el transporte de calor, carbono, oxígeno y nutrientes. Las principales fuerzas motrices de la circulación oceánica son los vientos de superficie y los gradientes de densidad (determinados por la temperatura y la salinidad del océano) y cualquier cambio de esas fuerzas motrices puede provocar cambios de la circulación oceánica.
- **Temperatura del mar y contenido de calor oceánico.** El rápido calentamiento de los océanos mundiales en los últimos decenios afecta a la meteorología, el clima, los ecosistemas, la sociedad humana y las economías (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2019). El aumento del calor en el océano se manifiesta de muchas maneras, entre ellas el incremento de la temperatura interior del océano (Cheng *et al.* 2019b), la elevación del nivel del mar causada por la expansión térmica, el derretimiento de las capas de hielo, la intensificación del ciclo hidrológico, los cambios de las circulaciones atmosférica y oceánica y unos ciclones tropicales más fuertes y con mayores precipitaciones (Trenberth *et al.*, 2018).
- **Salinidad.** Tras la aparición de productos mejorados para observar la salinidad, se ha prestado más atención a la salinidad de los océanos en los informes de evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (cuarto informe, Bindoff *et al.*, 2007; y quinto informe, Rhein *et al.*, 2013) y en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017). Los cambios de la salinidad de los océanos son importantes, ya que los océanos mundiales cubren el 71 % de la superficie de la Tierra y contienen el 97 % del agua libre de la Tierra (Durack, 2015). Cualquier cambio del agua a nivel mundial se manifestará en las pautas cambiantes de la salinidad de los océanos, que constituyen un marcador del ciclo del agua del mayor reservorio del sistema climático.
- **Acidificación del océano.** El aumento de la concentración de CO₂ en la atmósfera también tiene un efecto directo en la composición química del océano a través de la absorción de CO₂. El océano absorbió aproximadamente el 30 % de todas las emisiones de CO₂ en el período de 1870 a 2015 (Le Quéré *et al.*, 2016; Gruber *et al.*, 2019) y el incremento del nivel de CO₂ en el agua reduce su pH a través de la formación de ácido carbónico.
- **Oxígeno disuelto.** Las variaciones del oxígeno oceánico tienen un profundo impacto en la vida marina, desde el ciclo de los nutrientes hasta los límites del hábitat de los peces pelágicos (pág. ej., Worm *et al.*, 2005; Diaz y Rosenberg, 2008; Stramma *et al.*, 2012; Levin, 2018), y pueden influir en el cambio climático a través de las emisiones de óxido nitroso, un potente gas de efecto invernadero (pág. ej., Voss *et al.*, 2013).
- **Hielo marino.** El hielo marino de las regiones polares cubre alrededor del 15 % de los océanos del mundo y afecta al sistema climático mundial por su influencia en el balance térmico mundial y la circulación termohalina mundial. Además, el hielo marino tiene un albedo alto, que refleja más luz solar que el océano líquido, y su derretimiento libera agua dulce, que desacelera la cinta transportadora oceánica mundial (el sistema de circulación oceánica profunda en constante movimiento impulsado por la temperatura y la salinidad).

Utilizando estos indicadores, en el presente capítulo se recoge información detallada del impacto del cambio climático en el estado físico y químico del océano, así como en su evolución y patrones espaciales. Debe leerse en unión con el capítulo 9, en el que se analizan los fenómenos climáticos extremos (olas de calor marinas, fenómenos extremos de El Niño y ciclones tropicales) y se describen con mayor grado de detalle las presiones que ejercen algunos de los cambios físicos y químicos sobre los ecosistemas marinos y las poblaciones humanas. Algunos aspectos adicionales se tratan en la sección sobre el hielo de altas latitudes, dentro del capítulo 7 sobre las tendencias del estado de la biodiversidad de los hábitats marinos.

2. Estado físico y químico de los océanos

2.1. Nivel del mar

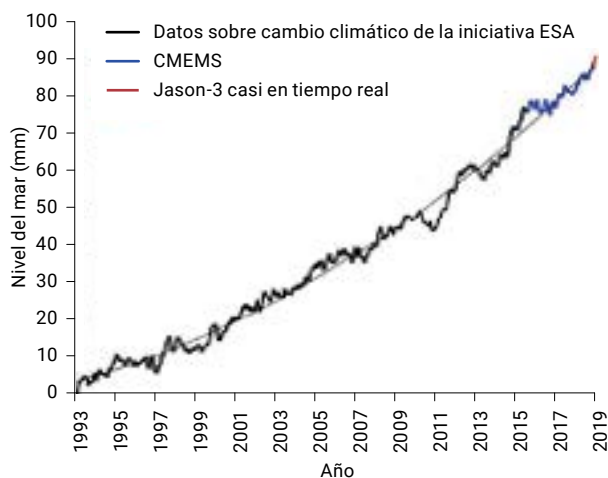
Desde principios de los años noventa, el nivel del mar se ha vigilado rutinariamente a nivel mundial y regional mediante una serie de misiones de altimetría de alta precisión (TOPEX/POSEIDON, Jason-1, Jason-2, Jason-3, Envisat, SARAL/AltiKa, Sentinel-3A y Sentinel-3B).

La curva del nivel medio del mar mundial más recientemente actualizada, basada en la altimetría por satélite, se muestra en la figura I (actualización de Legeais *et al.*, 2018). Desde 1993, el nivel medio global del mar ha ido aumentando a una tasa media de 3,1 +/- 0,3 mm al año, con una clara aceleración superpuesta de aproximadamente 0,1 mm al año (Chen *et al.*, 2017; Dieng *et al.*, 2017; Yi *et al.*, 2017; Norem *et al.*, 2018; Grupo del Presupuesto del Nivel Mundial del Mar del Programa Mundial de Investigaciones Climáticas, 2018)).¹ La altimetría por satélite también ha revelado la existencia de una fuerte variabilidad regional de las tasas de cambio del nivel del mar, de manera que las tasas regionales son hasta dos o tres veces superiores a la media mundial en algunas regiones a lo largo de la era de la altimetría (véase la figura II).

En la actualidad, hay varios sistemas de observación que hacen posible cuantificar las diferentes contribuciones de los cambios del nivel del mar a nivel mundial y regional. El sistema Argo de flotadores perfiladores autónomos² mide la temperatura y la salinidad del agua del mar hasta los 2.000 metros de profundidad y su cobertura es casi mundial. El experimento sobre el clima y la recuperación gravitatoria (GRACE), que consiste en una misión de gravimetría espacial, permite vigilar los cambios de masa oceánica debidos a la pérdida de masa de los glaciares y el manto de hielo, así como los cambios del almacenamiento de agua en tierra. Asimismo, la misión mide los cambios individuales de masa de agua de los glaciares, mantos de hielo y extensiones de agua terres-

tres. También se utilizan otras técnicas, como el radar interferométrico de apertura sintética y la altimetría por radar y láser, para estimar los balances de masas de los mantos de hielo.

Figura I
Evolución del nivel medio mundial del mar según los datos de altimetría por satélites de misiones múltiples



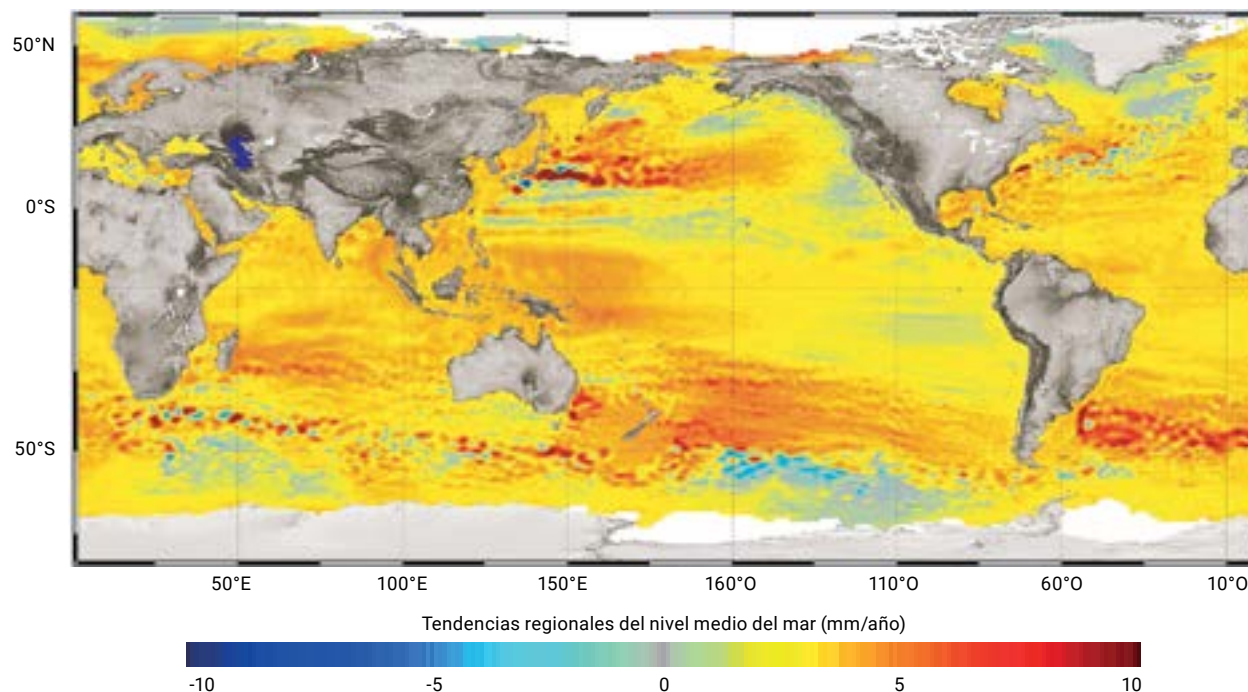
Fuente: Legeais *et al.*, 2018 (actualizado).

Abreviaciones: CMEMS, Servicio de Monitorización del Medio Ambiente Marino de Copernicus; ESA, Agencia Espacial Europea.

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

² Véase www.argo.net.

Figura II
Pautas de tendencias regionales del nivel del mar según datos de altimetría por satélite (enero de 1993 a octubre de 2019)



Fuente: Servicio de Monitorización del Medio Ambiente Marino de Copernicus

El estudio del presupuesto del nivel del mar es importante pues manifiesta las restricciones relativas a las contribuciones faltantes o erróneas, como las de las profundidades oceánicas, pues los actuales sistemas de observación no realizan suficientes muestreos. El nivel medio global del mar corregido por el cambio de la masa oceánica ayuda a estimar los cambios del contenido total de calor oceánico en el tiempo, de los que se deduce el desequilibrio energético de la Tierra. La figura III muestra los promedios mundiales anuales desde 2005 del nivel medio del mar, la suma de la expansión térmica de los océanos y el aumento de la masa oceánica como consecuencia del derretimiento del hielo terrestre y los cambios del almacenamiento de las aguas terrestres (Grupo del Presupuesto del Nivel Mundial del Mar del Programa Mundial de Investigaciones Climáticas, 2018). Se muestra que los residuales anuales siguen por debajo de 2 mm. La tendencia del presupuesto del nivel del mar desde 2005 se acerca a 0,3 mm al año, similar a la incertidumbre del aumento del nivel medio del mar. Otros estudios (Dieng *et al.*, 2017; Nerem *et al.*, 2018) también muestran el cierre del presu-

puesto del nivel del mar durante la era de las mediciones de altimetría (desde 1993).

Figura III
Presupuesto anual del nivel medio mundial del mar desde 2005



Fuente: Grupo del Presupuesto del Nivel Mundial del Mar del Programa Mundial de Investigaciones Climáticas, 2018.

Abreviación: GRACE, experimento sobre el clima y la recuperación gravitatoria.

A nivel local, en particular en las zonas costeras, se añaden procesos adicionales de pequeña escala a los componentes del nivel medio mundial y regional del mar que pueden hacer que el nivel del mar costero se desvíe sustancialmente del aumento del nivel del mar abierto (Woodworth *et al.*, 2019). Por ejemplo, los cambios del viento, las olas y las corrientes de pequeña escala cerca de la costa, así como la entrada de agua dulce en los estuarios fluviales, pueden modificar la estructura de la densidad de las aguas marinas y, por lo tanto, el nivel del mar costero.

2.2. Circulación oceánica

Los cambios observados en el sistema de circulación oceánica se producen a nivel mundial y se derivan de diversas fuentes de datos. Los cambios de la altura del nivel del mar, medidos con altimetría por satélite de alta precisión desde 1993, parecen indicar que se ha producido un ensanchamiento y fortalecimiento de los giros subtropicales en el Pacífico Norte (Qiu y Chen, 2012) y el Pacífico Sur (Cai, 2006; Hill *et al.*, 2008). Los datos muestran, además, un movimiento hacia los polos de muchas corrientes oceánicas, como la corriente circumpolar antártica y los giros subtropicales del hemisferio sur (Gille, 2008), así como corrientes limítrofes occidentales en todas las cuencas oceánicas (Wu *et al.*, 2012).

Los cambios más graves, sin embargo, se observan en el océano Atlántico. Desde hace tiempo, está previsto que uno de los principales sistemas de corrientes oceánicas, la circulación meridional de retorno del Atlántico se desacelere en respuesta al calentamiento global (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2013). Como el sistema de corrientes transporta calor desde el hemisferio sur y los trópicos hacia el Atlántico Norte, su evolución puede deducirse de la evolución de la temperatura de la superficie marina. El enfriamiento observado en el Atlántico Norte

subpolar desde finales del siglo XIX ya se ha vinculado a una desaceleración de la circulación meridional de retorno del Atlántico (Dima y Lohmann, 2010; Latif *et al.*, 2006; Rahmstorf *et al.*, 2015). Además, diferentes indicadores indirectos, en gran parte independientes, de los cambios de la circulación publicados en los últimos años indican que la circulación está en su punto más débil desde hace varios cientos de años (véase la figura IV) y se ha ido debilitando durante el pasado siglo (véase la figura V; Caesar *et al.*, 2018). Este debilitamiento también puede observarse en las mediciones directas del programa de investigación RAPID³ (Smeed *et al.*, 2018) durante el pasado decenio.

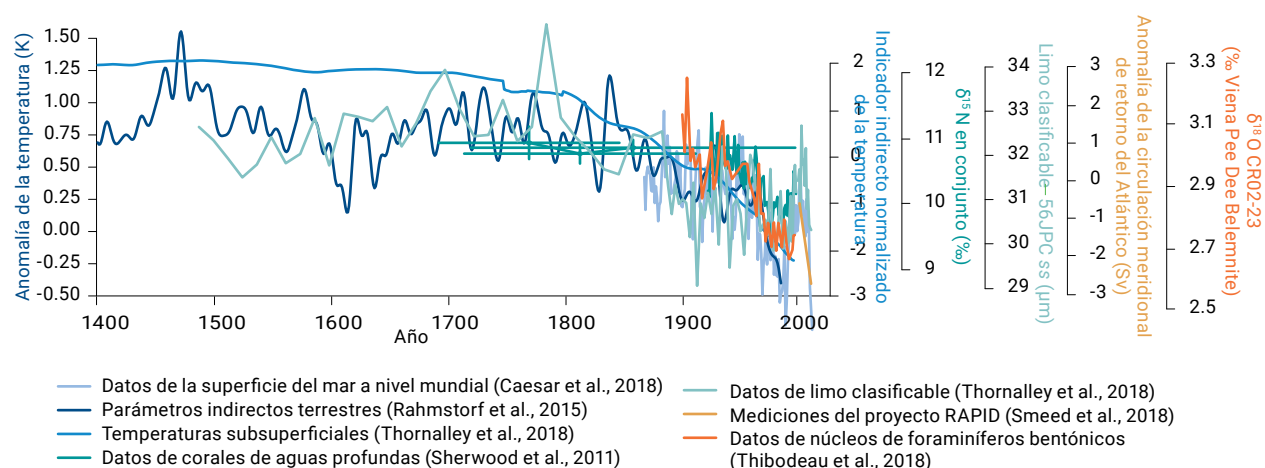
Se puede deducir información sobre las circulaciones y sus cambios a partir de mediciones directas, indicadores indirectos o simulaciones de modelos. Las principales incertidumbres en cuanto a las tendencias de la circulación oceánica se deben a los cortos períodos de tiempo de las mediciones directas y continuas, a la incompletitud que supone representar una circulación a través de indicadores indirectos y a las incertidumbres inherentes a los modelos. Por lo tanto, es muy importante que se mantengan los programas de investigación de observaciones existentes, como el Programa Global de Boyas a la Deriva (Dohan, 2010) y el programa Argo (Freeland *et al.*, 2010). Lo mismo se puede decir de los principales proyectos de observación de la circulación meridional de retorno del Atlántico, a saber, la red de antenas RAPID (Smeed *et al.*, 2014), que desde 2004 mide la fuerza de la circulación a aproximadamente 26° de latitud norte, el Programa de Circulación de Retorno en el Atlántico Norte Subpolar⁴ (Lozier *et al.*, 2017), que mide el retorno que ha estado alimentando la circulación desde 2014, y la línea del Observatorio de la Variabilidad Interanual y Decenal en el Atlántico Norte⁵ que mide los parámetros oceánicos a lo largo de una línea entre Groenlandia y Portugal (Mercier *et al.*, 2015).

³ El programa RAPID tiene como objetivo determinar la variabilidad de la circulación meridional de retorno del Atlántico y su relación con el clima. Mediante una red de antenas desplegada en 2004, se observa continuamente la fuerza de la circulación a unos 26 ° de latitud norte.

⁴ Un programa internacional destinado a proporcionar un registro continuo de los flujos de calor, masa y agua dulce en el Atlántico Norte subpolar.

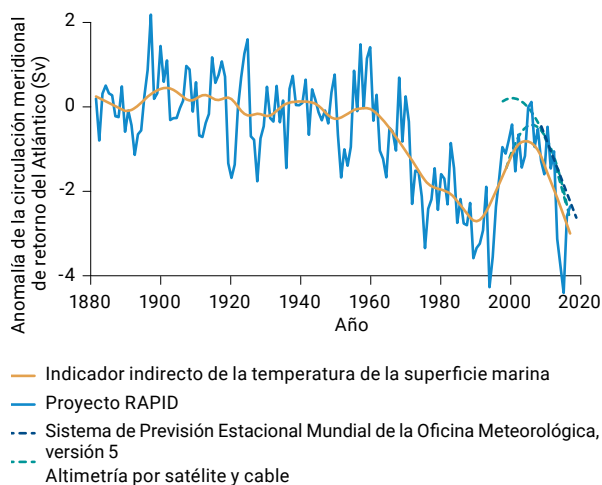
⁵ El proyecto documenta la variabilidad de las propiedades de masa de agua y circulación en la parte septentrional del Atlántico Norte.

Figura IV
Tendencia de la fuerza de la circulación meridional de retorno del Atlántico en observaciones desde 1400 sobre la base de varios indicadores indirectos



En la figura se muestra la evolución a largo plazo de las temperaturas la superficie del mar y de la tierra en la región del Atlántico Norte (en diferentes tonos de azul (Caesar *et al.*, 2018; Rahmstorf *et al.*, 2015; Thornalley *et al.*, 2018)), el contenido de calor oceánico del Atlántico (en rojo (Zanna *et al.*, 2019)), los datos de los núcleos de aguas profundas (en verde claro (Thornalley *et al.*, 2018), verde oscuro (Sherwood *et al.* 2011) y magenta (Thibodeau *et al.*, 2018)) y la tendencia lineal de la vigilancia in situ de la circulación por el proyecto RAPID (en naranja, (Smeed *et al.*, 2018)).

Figura V
Tendencia de la fuerza de la circulación meridional de retorno del Atlántico en las observaciones



En la figura se muestran los valores a largo plazo (filtrado mediante regresión local de 20 años, las líneas finas son valores anuales) del indicador indirecto de la temperatura de la superficie marina (en azul), la tendencia cuadrática de un producto de reanálisis del océano (Sistema de Previsión Estacional Mundial de la Oficina Meteorológica, versión 5; Jackson *et al.*, 2016), una reconstrucción a partir de mediciones de altimetría por satélite y cable (Frackja-Williams, 2015) y la tendencia lineal de la vigilancia in situ de la circulación meridional de retorno del Atlántico por el proyecto RAPID.

En la figura se muestran los valores a largo plazo (filtrado mediante regresión local de 20 años, las líneas finas son valores anuales) del indicador indirecto de la temperatura de la superficie marina (en azul), la tendencia cuadrática de un producto de reanálisis del océano (Sistema de Previsión Estacional Mundial de la Oficina Meteorológica, versión 5; Jackson *et al.*, 2016), una reconstrucción a partir de mediciones de altimetría por satélite y cable (Frackja-Williams, 2015) y la tendencia lineal de la vigilancia in situ de la circulación meridional de retorno del Atlántico por el proyecto RAPID.

Fuente: Caesar *et al.*, 2018.

El impacto de los cambios del sistema de circulación oceánica varía. La circulación meridional de retorno del Atlántico es crucial para el transporte de calor meridional y, por lo tanto, influye fuertemente en el clima de la región del Atlántico Norte. Su desaceleración puede reducir la captación de carbono del océano (Zickfeld *et al.*, 2008) y aumentará la elevación del nivel del mar en la costa este de los Estados Unidos de América (Goddard *et al.*, 2015). Sin embargo, el giro subtropical del Pacífico Norte, que es más fuerte, provoca un aumento regional del nivel del mar en la zona occidental tropical del Pacífico Norte (Timmermann *et al.*, 2010). Estas son las respuestas dinámicas de la altura del nivel del mar a los cambios de la circulación oceánica. El desplazamiento hacia los polos de las corrientes limítrofes occidentales provoca el calentamiento de regiones

que antes no se veían afectadas por esas corrientes cálidas y fuertes. La consiguiente expansión térmica causará un incremento del nivel del mar en las zonas costeras adyacentes, por ejemplo en el océano Austral y el océano Índico (Alory *et al.*, 2007; Gille, 2008). Otros posibles impactos que deben investigarse más a fondo son los cambios de los ecosistemas marinos y la producción primaria, dado que las corrientes transportan nutrientes, y los efectos en los sistemas meteorológicos, como la aparición de olas de calor, sequías o inundaciones, ya que la circulación oceánica tiene un impacto considerable en las pautas de circulación atmosférica y, por consiguiente, en las pautas de precipitaciones (Duchez *et al.*, 2016).

2.3. La temperatura del mar y el contenido de calor oceánico

Temperatura de la superficie marina

Los análisis de la temperatura de la superficie marina a nivel mundial que se evalúan en el presente apartado se derivan de cuatro conjuntos de datos publicados (véase la figura VI). Todos los conjuntos de datos revelan que se ha producido un aumento de la temperatura media de la superficie marina a nivel mundial desde principios del siglo XX. Los datos de la temperatura de la superficie marina promediados a nivel mundial, calculados mediante una tendencia lineal durante el período de 1900 a 2018, muestran un calentamiento indiscutible de $0,60\text{ °C} \pm 0,07\text{ °C}$ (estimaciones centenarias de la temperatura de la superficie marina basadas en observaciones in situ, versión 1, COBE1) (Ishii *et al.*, 2005), $0,62\text{ °C} \pm 0,11\text{ °C}$ (estimaciones centenarias de la temperatura de la superficie marina basadas en observaciones in situ, versión 2, COBE2) (Hirahara *et al.*, 2014), $0,56\text{ °C} \pm 0,07\text{ °C}$ (conjunto de datos sobre hielo marino y temperatura de la superficie marina del Centro Hadley, HadISST) (Rayner *et al.*, 2003) y $0,72\text{ °C} \pm 0,10\text{ °C}$ (temperatura de la superficie marina reconstruida ampliada, ERSST) (Huang *et al.*, 2017) por siglo, con un intervalo de confianza del 90 %. Considerando todos los conjuntos de datos, la tasa media de incremento de la temperatura de la superficie marina es de $0,62\text{ °C} \pm 0,12\text{ °C}$ por siglo durante el mismo

período. Las diferencias entre estos conjuntos de datos se deben principalmente a la forma en que cada metodología trata las zonas con pocos o ningún dato y a la forma en que cada análisis da cuenta de los cambios en los métodos de medición. En los cuatro conjuntos de datos, los 10 años más cálidos registrados son todos posteriores a 1997 y los 5 años más cálidos son posteriores a 2014. El último decenio (2009 a 2018) muestra una tasa de calentamiento muy superior a la tendencia a largo plazo: $2,41\text{ °C} \pm 1,79\text{ °C}$ (COBE1), $2,97\text{ °C} \pm 1,81\text{ °C}$ (COBE2), $2,05\text{ °C} \pm 1,85\text{ °C}$ (HadISST) y $2,81\text{ °C} \pm 1,98\text{ °C}$ (ERSST) por siglo. La tasa media es de $2,56\text{ °C} \pm 0,68\text{ °C}$ por siglo en el período de 2009 a 2018. Además de las observaciones in situ, los datos de satélites muestran cambios consistentes de la temperatura de la superficie marina en el período de 1981 a 2016 (Good *et al.*, 2020; véase también la figura VI).

La mayoría de las zonas oceánicas de la Tierra se están calentando (véase la figura VI b)). El amplio calentamiento de la superficie de los océanos mundiales es una prueba directa de la influencia humana en el sistema climático (Bindoff *et al.*, 2013). En algunas regiones, como el Atlántico Norte subpolar, se registró un enfriamiento en el siglo pasado (a menudo llamado la "mancha fría" o el "agujero de calentamiento del Atlántico Norte"). Varios estudios sugieren que la "mancha fría" indica un debilitamiento de la circulación meridional de retorno del Atlántico, posiblemente en respuesta al aumento de la concentración de CO_2 en la atmósfera (Caesar *et al.*, 2018). Por otro lado, el Pacífico ecuatorial y el Pacífico Oriental tropical se han caracterizado por tasas de calentamiento inferiores. En el Pacífico Sudoriental, desde el centro de Perú hasta el norte de Chile, se detectó una tendencia de enfriamiento superficial multidecenal hasta finales de la década de 2000 (Gutiérrez *et al.*, 2016, y la bibliografía que contiene), probablemente asociada al incremento de la surgencia costera o a cambios de la circulación causados a distancia (Dewitte *et al.*, 2012).

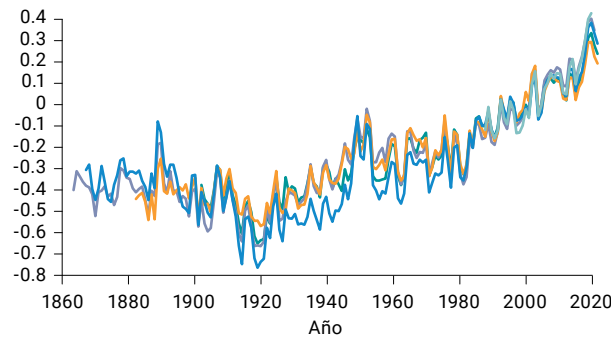
Contenido de calor oceánico

El cambio climático provocado por las actividades humanas se debe principalmente a la interferencia en los flujos naturales de energía a través del sistema climático, lo que da lugar a un desequilibrio energético causado por el aumento de los gases que atrapan el calor (de efecto invernadero) (Hansen *et al.*, 2011; Trenberth *et al.*, 2018) en la atmósfera. Más del 90 % del desequilibrio energético se acumula en el océano (Rhein *et al.*, 2013). El desequilibrio térmico se manifiesta en el aumento del contenido de calor oceánico. A nivel local, el contenido de calor oceánico puede estimarse integrando la temperatura del mar (T) de las profundidades z_1 a z_2 del océano:

$$\text{Contenido de calor oceánico} = c_p \int_{z_1}^{z_2} \rho T dz$$

Donde ρ es la densidad del agua de mar y C_p es la capacidad calorífica específica del agua de mar.

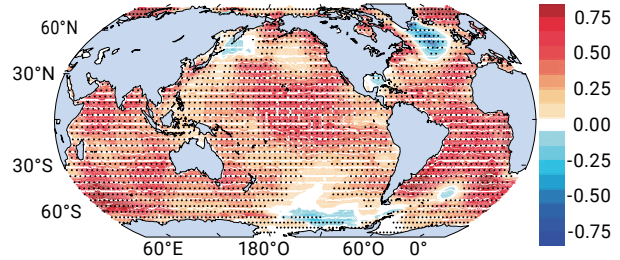
Figura VI.A
Anomalías de la temperatura media de la superficie a nivel mundial (°C, media anual)



- Estimaciones centenarias de la temperatura de la superficie marina basadas en observaciones in situ, versión 1 (COBE1)
- Estimaciones centenarias de la temperatura de la superficie marina basadas en observaciones in situ, versión 2 (COBE2)
- Temperatura de la superficie marina reconstruida ampliada, versión 5 (ERSST5)
- Conjunto de datos sobre hielo marino y temperatura de la superficie marina del Centro Hadley (HadISST)
- Conjunto de Múltiples Productos del Grupo para las mediciones

Nota: Estimaciones In situ se muestran a partir de las series de datos COBE1, COBE2, ERSST5, HadISST y GMPE2

Figura VI.B
Pauta espacial de la tendencia a largo plazo de la temperatura de la superficie marina (°C por siglo) de 1854 a 2018 según los datos de ERSST



Nota: Todos los datos utilizan una línea de base común de 1981 a 2010. Los puntos negros indican recuadros de cuadrícula en los que las tendencias son significativas (es decir, una tendencia de 0 se sitúa fuera del intervalo de confianza del 90 %).

El desequilibrio energético de la Tierra y el contenido de calor oceánico son los parámetros fundamentales del calentamiento global (Hansen *et al.*, 2011; Trenberth *et al.*, 2018; Von Schuckmann *et al.*, 2016; Cheng *et al.*, 2018). El registro del contenido de calor oceánico se ve mucho menos afectado por la variabilidad interna del sistema climático que los registros de temperatura de la superficie del mar más comúnmente utilizados, por lo que es más adecuado para detectar y atribuir influencias humanas (Cheng *et al.*, 2018) que otras medidas.

Desde el Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (Rhein *et al.*, 2013), se han hecho progresos sustanciales en la mejora de los registros de contenido de calor oceánico a largo plazo y se han detectado y explicado mejor varias fuentes de la incertidumbre que afectaba a mediciones y análisis anteriores (Abraham *et al.*, 2013; Boyer *et al.*, 2016; Cheng *et al.*, 2016, 2017a; Ishii *et al.*, 2017). Al mismo tiempo, se han realizado esfuerzos para mejorar la forma en que se explican las lagunas espaciales o temporales de las mediciones históricas de la temperatura de los océanos. Por ejemplo, se propuso un nuevo método de interpolación espacial (Cheng *et al.*, 2017a) y se facilitó la corrección de una estimación existente (Ishii *et al.*, 2017). Cada vez está más claro que

muchas estrategias tradicionales para colmar las lagunas introdujeron un sesgo conservador hacia cambios de baja magnitud. Entre las que tienen menor sesgo se encuentran Cheng *et al.* (2017a), Domingues *et al.* (2008) e Ishii *et al.* (2017).

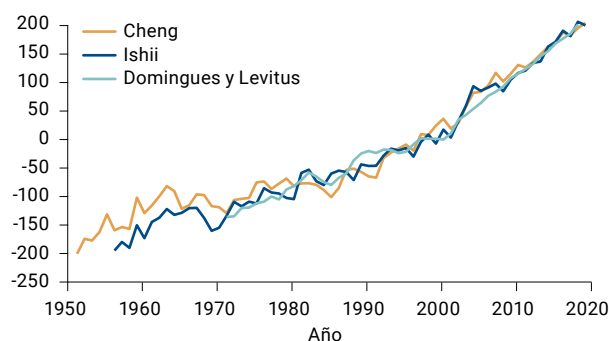
Las tres estimaciones recientes del contenido de calor oceánico sobre la base de observaciones muestran un alto nivel de consistencia del calentamiento de los océanos desde finales de la década de 1950 (véase la figura VII). Sugieren una tasa lineal de $0,36 \pm 0,06 \text{ Wm}^{-2}$ (Ishii *et al.*, 2017) y $0,33 \pm 0,10 \text{ Wm}^{-2}$ (Cheng *et al.*, 2017a) (promediada en la superficie de la Tierra) en el período de 1955 a 2018, con una tasa media de $0,34 \pm 0,08 \text{ Wm}^{-2}$ de todos los conjuntos de datos. Las nuevas estimaciones son colectivamente más elevadas que las anteriores (Rhein *et al.*, 2013) y más coherentes entre sí (Cheng *et al.*, 2019a). La tasa de calentamiento de la capa superior de 2.000 m de los océanos ha aumentado en las décadas posteriores a la década de 1990 y se han registrado tendencias lineales 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) y $0,66 \pm 0,02 \text{ Wm}^{-2}$ (Domingues *et al.*, 2008; Levitus *et al.*, 2012) durante el período de 1999 a 2018. La tasa media es de $0,62 \pm 0,05 \text{ Wm}^{-2}$. En el pasado decenio (2009 a 2018), la tasa de aumento del contenido de calor oceánico ha sido la siguiente: $0,56 \pm 0,06 \text{ Wm}^{-2}$ (Cheng *et al.*, 2017a), $0,66 \pm 0,09 \text{ Wm}^{-2}$ (Ishii *et al.*, 2017) y $0,66 \pm 0,03 \text{ Wm}^{-2}$ (Domingues *et al.*, 2008; Levitus *et al.*, 2012). La tasa media es de $0,65 \pm 0,07 \text{ Wm}^{-2}$. En cuanto al contenido de calor oceánico, los últimos 10 años son los 10 más cálidos de los que se tiene constancia (Cheng *et al.*, 2019a), ya que el contenido de calor se ve menos afectado por la variabilidad natural.

Se observan aumentos del contenido de calor oceánico en prácticamente todos los océanos mundiales, hasta los 2.000 m de profundidad (véase la figura VII). Han salido a la luz algunas pautas intrigantes del cambio del contenido de calor a largo plazo en el período de 1960 a 2018: un calentamiento más fuerte en el océano Austral (de unos 70° de latitud sur a unos 40° de latitud sur) y el océano Atlántico (de unos 40° de latitud sur a unos 50° de latitud norte) que

en otras regiones y un calentamiento más débil en la totalidad del océano Pacífico y el océano Índico (de unos 30° de latitud sur a unos 60° de latitud norte) (véase la figura VII). El calentamiento a largo plazo del océano Austral ha sido analizado y atribuido principalmente a los gases de efecto invernadero (Cheng *et al.*, 2017a; Swart *et al.*, 2018), impulsados predominantemente por los cambios en el flujo entre el aire y el mar asociados a la circulación y la mezcla de la capa superior de los océanos (Swart *et al.*, 2018). El calentamiento del océano Austral tiene importantes consecuencias debido a su influencia en la reserva de hielo del hemisferio sur. El contenido de calor del océano Austral cercano a la superficie es clave para limitar el desarrollo estacional del hielo marino y, por lo tanto, el calentamiento puede retroalimentar el clima mundial y limitar el albedo de la Tierra. Además, el calentamiento de los océanos acelera el derretimiento de las capas de hielo de la Antártida lo que supone una amenaza para la estabilidad del manto de hielo antártico y tiene consecuencias mundiales en términos de aumento del nivel del mar (Sallée *et al.*, 2018).

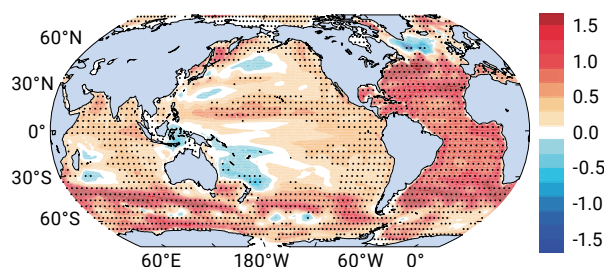
En el período de 1998 a 2013, la desaceleración del aumento de la temperatura de la superficie marina y de la temperatura de la superficie mundial dio lugar a numerosas afirmaciones sobre una "pausa climática" (Hartmann, 2013). El registro actualizado hasta 2018 (véase la figura V) muestra que la tendencia lineal de la temperatura de la superficie marina para el período de 1998 a 2018 es de $1,25 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,52 \text{ }^\circ\text{C}$ por siglo, una cifra superior a la tendencia lineal durante el período de referencia (1982 a 1997) ($1,00 \text{ }^\circ\text{C} \pm 0,46 \text{ }^\circ\text{C}$ por siglo). Eso indica efectivamente el final de la desaceleración del aumento de la temperatura de la superficie como consecuencia de la aparición del evento extremo El Niño de 2015-2016 (Hu y Fedorov, 2017). Además, resulta evidente que la tasa de aumento del contenido de calor oceánico ha aumentado desde finales de la década de 1990 (véase la figura VII). El aumento incesante de la tasa de temperatura de la superficie marina y el contenido de calor oceánico refuta el concepto de una desaceleración del calentamiento global inducido por el hombre.

Figura VII.A
Cambios del contenido de calor oceánico observados



Nota: Media anual para los 2.000 m superiores en Zetajulios: 10²¹ julios, (Cheng *et al.*, 2017a; Domingues *et al.*, 2008; Levitus *et al.*, 2012; Ishii *et al.*, 2017). La estimación de Domingues (0 a 700 m) se combina con la de Levitus (700 a 2.000 m) para producir una serie temporal de 0 a 2.000 m, siguiendo el Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (Rhein *et al.*, 2013).

Figura VII.B
Pauta espacial de la tendencia a largo plazo del contenido de calor oceánico (Wm^{-2}), 1955–2018



Nota: Todos los datos utilizan una línea de base común de 1981 a 2010. Los puntos negros en b) indican recuadros de cuadrícula en los que las tendencias son significativas (es decir, una tendencia de cero se sitúa fuera del intervalo de confianza del 90 %).

Fuente: Cheng *et al.*, 2017a.

2.4. Salinidad

Los estudios descritos en el Cuarto y Quinto Informes de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático documentaron patrones espaciales de la salinidad cercana a la superficie y subsuperficial que representan un cambio a largo pla-

zo (Bindoff *et al.*, 2007; Rhein *et al.*, 2013). En la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017) se documentaron los marcados cambios a largo plazo durante varias décadas de la salinidad de los océanos mundiales en el período histórico.

Los estudios mencionados aportan pruebas claras de que la zona cercana a la superficie, las regiones oceánicas subtropicales de alta salinidad y toda la cuenca del Atlántico se han vuelto más salinas y las regiones de baja salinidad, como la piscina cálida del Pacífico occidental, y las regiones de alta latitud han registrado un descenso de la salinidad si se comparan los datos históricos de salinidad (desde aproximadamente la década de 1950) con los actuales (pág. ej., Boyer *et al.*, 2005; Hosoda *et al.*, 2009; Durack y Wijffels, 2010; Helm *et al.*, 2010; Skliris *et al.*, 2014). La pauta de cambios refleja una amplificación de la salinidad climatológica media y, mediante simulaciones de modelos (pág. ej., Durack *et al.*, 2012, 2013; Terray *et al.*, 2012; Vinogradova y Ponte, 2013; Durack, 2015; Levang y Schmitt, 2015; Zika *et al.*, 2015), se ha vinculado a una amplificación coincidente del ciclo del agua atmosférico (pág. ej., Held y Soden, 2006).

Si bien las evaluaciones históricas a largo plazo de los cambios se complican debido a la escasa red de observación que se extiende hasta mediados del siglo XX, las evaluaciones recientes aprovechan la amplia cobertura oceánica mundial de los datos de perfiles del Programa Argo desde 2008 hasta casi el presente. Como las observaciones modernas solo proporcionan diez años de cobertura temporal (desde 2008 hasta la actualidad), los cambios estimados se ven más afectados por los modos de variabilidad no forzada, que influyen más en la salinidad de los océanos a nivel regional que las estimaciones a largo plazo, pero su cobertura espacial y temporal permite realizar estimaciones más precisas del cambio. Los análisis más recientes que utilizan solo los datos del Programa Argo han mostrado por primera vez que casi todas las anomalías de salinidad del Atlántico de 0 a 1.500 m en 2017 son positivas (> 0,05 Escala Práctica de Salinidad-78), lo que refleja las tendencias a largo

plazo señaladas anteriormente, junto con una reducción general de la salinidad en el Pacífico, similar a las tendencias a largo plazo.

Desde la primera Evaluación, los datos de salinidad de los satélites de humedad del suelo y salinidad del océano, Aquarius y humedad del suelo activa-pasiva (pág. ej., Berger *et al.*, 2002; Lagerloef *et al.*, 2008; Tang *et al.*, 2017) se han vuelto más prominentes. Si bien los datos de salinidad medida por satélite solo están disponibles desde 2010 y se está trabajando para comparar y homogeneizar los productos de datos en todas las plataformas de satélites, los datos están empezando a proporcionar conocimientos clave sobre la variabilidad de la salinidad de los océanos como consecuencia de los fenómenos de precipitación (pág. ej., Boutin *et al.*, 2013, 2014; Drushka *et al.*, 2016). Además, contrastar la elevada cobertura temporal y espacial comparativa de la salinidad de los satélites con las plataformas in situ (pág. ej., Argo), permite conocer por primera vez las interacciones del ciclo del agua con los ciclos del agua terrestre y oceánica, como el penacho de salida del Amazonas (Grotsky *et al.*, 2014).

Teniendo en cuenta todos los análisis disponibles, es sumamente probable que se hayan producido cambios de la salinidad cerca de la superficie y en la subsuperficie en todo el mundo desde la década de 1950. Se observa una amplificación de la pauta de salinidad, de manera que la salinidad disminuye en las regiones con salinidad baja y sube en las regiones con salinidad más alta, y esa amplificación está respaldada por todos los estudios de observación disponibles que han considerado el cambio de salinidad desde la llegada de los registros instrumentales. Por ejemplo, las zonas de alta latitud de los océanos han mostrado tasas significativas de disminución de la salinidad. Las evaluaciones más modernas son actualmente demasiado cortas para confirmar de manera consistente los cambios que se han producido en el último decenio. Sin embargo, los análisis más recientes sugieren que están empezando a aparecer pautas consistentes con respecto a las cuencas del Atlántico y, en menor medida, del Pacífico superior.

2.5. Acidificación del océano

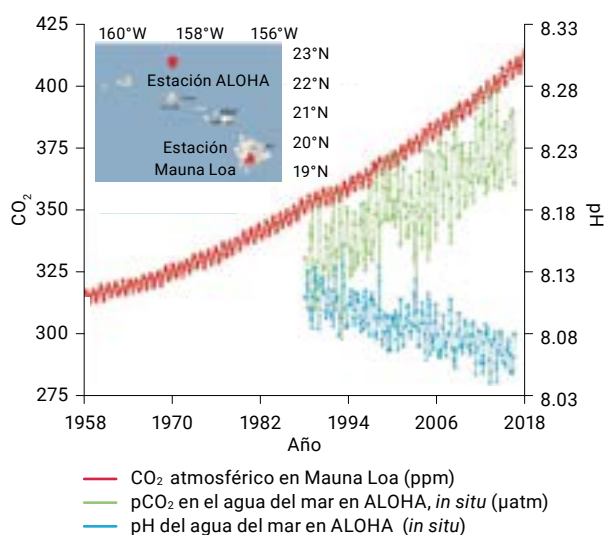
El pH de la superficie de los océanos mundiales ha disminuido en promedio aproximadamente 0,1 desde la Revolución Industrial (Caldeira *et al.*, 2003), lo que supone un aumento de la acidez de alrededor del 30 %. Se prevé que el pH de los océanos registre una disminución adicional aproximada de entre 0,2 y 0,3 durante el próximo siglo (Caldeira *et al.*, 2003; Feely *et al.*, 2009) a menos que se reduzcan significativamente las emisiones mundiales de carbono. Esos cambios pueden observarse en series temporales oceánicas ampliadas (véase la figura VIII) y es probable que la tasa de cambio no tenga precedentes en al menos los últimos 66 millones de años (Hönisch *et al.*, 2012; Zeebe *et al.*, 2016). La química de los carbonatos varía según las características oceánicas a gran escala, entre ellas la profundidad, la distancia a los continentes, debido a la influencia de la tierra, el régimen de surgencia y el aporte de agua dulce y nutrientes, y la latitud (Jewett y Romanou, 2017). Como consecuencia de esta variabilidad, determinada por las diversas características mencionadas, solo las series temporales de observación a más largo plazo pueden detectar el aumento previsto a largo plazo de la acidez en lugares concretos provocado por el aumento de los niveles de CO₂ atmosférico. El tiempo de aparición de la señal varía de 8 a 15 años para lugares en mar abierto y de 16 a 41 años para lugares costeros (Sutton *et al.*, 2019), por lo que es necesario comprometerse a realizar registros de observación a largo plazo, especialmente en las zonas costeras, donde se encuentran la mayoría de los recursos marinos de importancia comercial y cultural.

Se ha documentado que la acidificación del océano está dificultando que algunos organismos marinos, como los corales, las ostras y los pterópodos (Hoegh-Guldberg *et al.*, 2017; Lemasson *et al.*, 2017; Bednarsek *et al.*, 2016; Feely *et al.*, 2004; Orr *et al.*, 2005) formen conchas y esqueletos de carbonato de calcio. En algunos casos, se ha demostrado que la acidificación del océano también reduce la aptitud física de algunas especies, como los coccolitóforos, los cangrejos y los erizos de mar (Cam-

pbell *et al.*, 2016; Dodd *et al.*, 2015; Riebesell *et al.*, 2017; Munday *et al.*, 2009). Aunque las especies individuales, cuando se someten a pruebas, son vulnerables a la acidificación del océano en entornos de laboratorio, la forma en que esto se va a traducir en cambios en los ecosistemas y las poblaciones de especies reales sigue estando poco clara y en su mayor parte no se ha documentado (McElhany, 2017). Las actividades de investigación realizadas en el último decenio han empezado a clarificar la forma en que las especies, los ecosistemas y los ciclos biogeoquímicos marinos pueden verse influidos por la acidificación del océano por sí sola y en concierto con otros factores de estrés, como la eutrofización, el calentamiento y la hipoxia (Baumann, 2019; Murray, 2019). Las interacciones de la acidificación del océano en las zonas costeras con los procesos costeros, como la surgencia de aguas subsaturadas y la afluencia de nutrientes procedentes de la tierra, se han convertido en una esfera de investigación de alta prioridad (Borgesa y Gypensb, 2010; Feely *et al.*, 2008). Los factores de variabilidad natural de la química de los carbonatos, como la surgencia costera y las variaciones estacionales de la productividad primaria, se ven agravados por los cambios antropogénos que crean condiciones de acidificación oceánica particularmente extremas en algunas regiones de los océanos del mundo (Feely *et al.*, 2008; Cross *et al.*, 2014). Los intensos esfuerzos nacionales e internacionales centrados en la vigilancia de la química de los carbonatos, las observaciones biológicas y la elaboración de modelos de previsión biogeoquímica y ecológica durante el pasado decenio han arrojado luz sobre la situación y los efectos de la acidificación del océano desde el nivel local hasta el mundial. Las lagunas de la comprensión actual de la química marina se están solucionando mediante actividades mundiales de creación de capacidad de vigilancia, como la Red Mundial de Observación de la Acidificación de los Océanos, el aumento de los estudios sobre el impacto biológico y la elaboración de modelos de ecosistemas biogeoquímicos.

Figura VIII

Tendencias de las características químicas de los carbonatos en la superficie de los océanos (< 50 m) calculadas sobre la base de las observaciones realizadas en el Programa de Series Temporales Oceánicas de Hawái en el Pacífico Norte entre 1988 y 2018



En la figura se muestra el aumento asociado de las concentraciones de CO₂ atmosférico (puntos rojos), las concentraciones de pCO₂ en el agua de mar (puntos verdes) y la correspondiente disminución del pH del agua de mar (puntos azules, eje y secundario). Los datos de la composición química oceánica se obtuvieron del Sistema Gráfico y de Organización de Datos de Series Temporales del Océano de Hawái.

Fuente: Programa de Carbono del Laboratorio Ambiental Marino del Pacífico de la Administración Nacional del Océano y de la Atmósfera.

2.6. Oxígeno disuelto

Dado que los métodos de análisis químico no han cambiado esencialmente (Carpenter, 1965; Wilcock *et al.*, 1981; Knapp *et al.*, 1991), las tendencias del oxígeno oceánico a largo plazo se pueden estimar de manera bastante robusta cuando se dispone de una cobertura de datos suficiente. Las muestras de oxígeno disuelto se analizan mediante el método de Winkler, establecido en 1903 y utilizado desde entonces para calibrar todos los medios de medición del oxígeno disuelto oceánico. Eso permite un análisis sólido de las tendencias a largo plazo en todas las zonas con suficiente cobertura de

datos. En la actualidad, el método de Winkler es asistido por ordenador, lo que permite realizar un análisis más preciso, aunque no se ha podido mostrar que existiera un sesgo en las mediciones históricas (Schmidt *et al.*, 2017). Se hicieron pruebas para encontrar el posible sesgo postulado de cambios del 0,5 % en el reactivo (Knapp *et al.*, 1991) en un conjunto de datos globales de oxígeno y se encontró que era muy poco probable que ese sesgo existiera, ya que el patrón determinado de cambio de oxígeno para un sesgo introducido deliberadamente no coincide con ningún patrón observado (Schmidt *et al.*, 2017).

En mar abierto, la mayoría de los datos de las series regionales a largo plazo muestran una pequeña disminución a largo plazo, a pesar de las variaciones temporales en muchas escalas de tiempo (pág. ej., Keeling *et al.*, 2010). El aumento de los niveles de oxígeno se registra únicamente en series temporales muy limitadas (Keeling *et al.*, 2010). Los cambios costeros han sido impulsados en su mayor parte por la escorrentía fluvial de los fertilizantes, pero en algunos casos pueden haberse visto afectados por los cambios de oxígeno a mayor escala. Esos cambios pueden provocar un aumento de la frecuencia de las zonas muertas, lo que tendría consecuencias para la ecología y la economía regionales (Díaz y Rosenberg, 2008).

A nivel mundial, el océano ha estado perdiendo oxígeno en los decenios pasados. Ambos métodos, la comparación de instantáneas de datos de oxígeno decenales y el análisis de la regresión local (Schmidt *et al.*, 2017; Ito *et al.*, 2017), muestran disminuciones de oxígeno a gran escala (véanse las figuras IX a) y IX b)). A pesar de los distintos métodos, las tasas derivadas concuerdan dentro de las mismas capas de agua y dadas las incertidumbres. Las tasas de desoxigenación varían con la profundidad y la región, de forma similar a los múltiples procesos que modifican el contenido de oxígeno, y existen regiones aisladas que muestran un aumento del oxígeno. El presupuesto total de oxígeno ha disminuido un 2 % en los cinco decenios pasados, lo que supone una pérdida de $4,8 \pm 2,1$ petamoles desde 1960 (Schmidt *et al.*, 2017). En la parte superior de la columna

de agua, predomina la disminución de la solubilidad impulsada por la temperatura (véase la figura IX c)). En el período de 1970 a 2010, la concentración de oxígeno en los 1.000 m superiores disminuyó $0,046 \pm 0,047 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ año}^{-1}$, incluido un cambio de solubilidad de $0,025 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Schmidt *et al.*, 2017). El análisis de las capas menos profundas incrementa significativamente el cambio relacionado con la solubilidad (véase la figura IX c)), de conformidad con la ganancia de calor en la parte superior de la columna de agua (véase la figura IX c), sección superior). Sin embargo, para la columna oceánica completa, los cambios impulsados por la solubilidad de 1970 a 2010 son pequeños, $-0,006 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ año}^{-1}$, en comparación con la pérdida total de oxígeno de $0,063 \pm 0,031 \mu\text{mol l}^{-1} \text{ año}^{-1}$. Sin embargo, no se puede descartar que la temperatura sea la fuente clave de estos cambios, a través de mecanismos distintos al cambio de solubilidad. Entre estos mecanismos se encuentran el aumento de la estratificación, los cambios de la circulación y los impactos térmicos en los ciclos biogeoquímicos (pág. ej., Keeling *et al.*, 2002; Bianchi *et al.*, 2013; Stendardo y Gruber, 2012).

Figura IX.A

Concentración media de oxígeno disuelto en la columna de agua

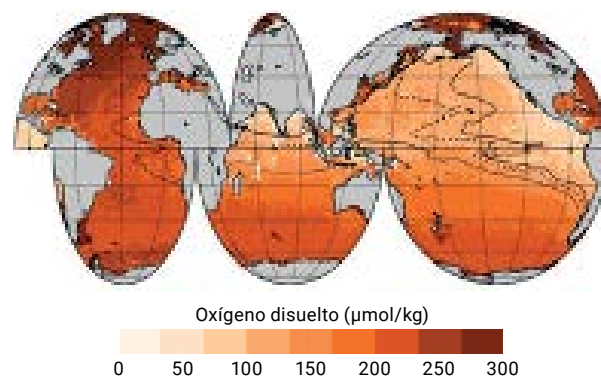
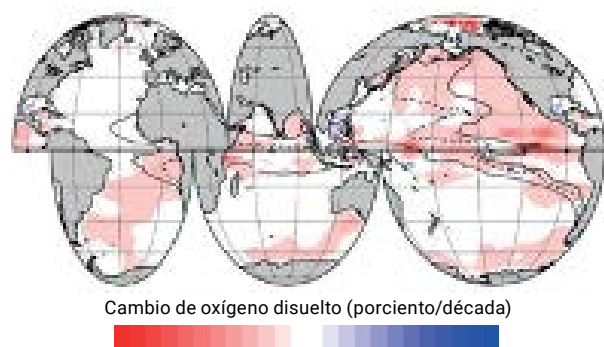


Figura IX.B
Cambios del porcentaje de oxígeno disuelto por decenio



Nota: Las líneas sólidas, punteadas y discontinuas indican la presencia de un bajo nivel de oxígeno (40, 80 y 120 $\mu\text{mol l}^{-1}$) a cierta profundidad dentro de la columna de agua.

Figura IX.C
Distribución vertical de la pérdida de oxígeno por decenio de cambio de oxígeno

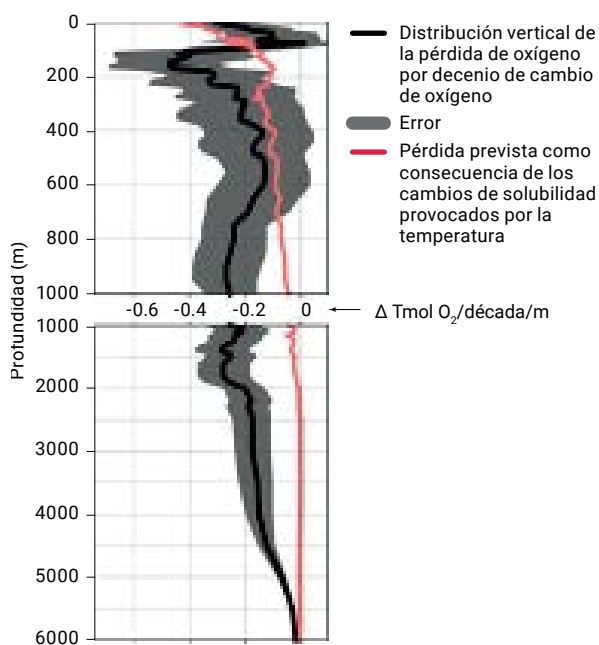
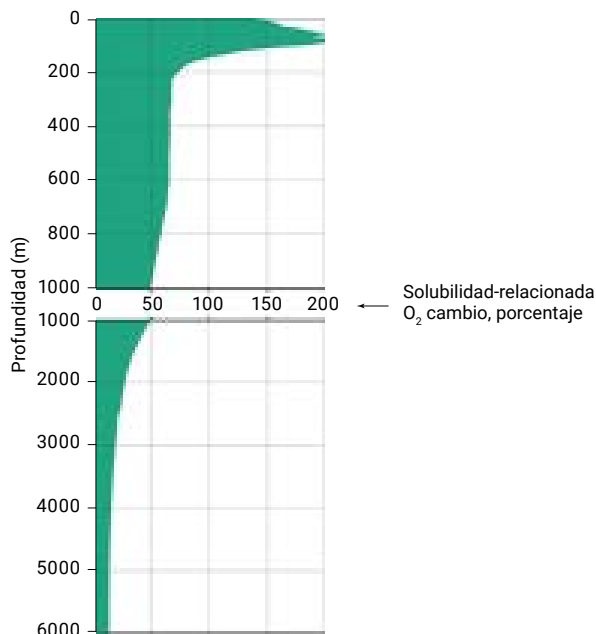


Figura IX.D
Pérdida acumulada de oxígeno en la columna de agua debido al cambio de solubilidad como porcentaje de la desoxigenación observada



Nota: Los cambios de solubilidad superiores al 100 % se deben a procesos que aumentan el contenido de oxígeno de la capa superior de los océanos y contrarrestan el calentamiento.

Fuente: Schmidtke *et al.*, 2017.

La extensión de las zonas de mínimo oxígeno generalmente se ha ido ampliando en los últimos decenios, aunque se registra una considerable variabilidad regional (Diaz y Rosenberg, 2008). Las zonas de mínimo de oxígeno pueden tener un impacto en el cambio climático porque emiten grandes cantidades de óxido nitroso, un potente gas de efecto invernadero, debido a los procesos de desnitrificación en condiciones anóxicas (pág. ej., Codispoti, 2010; Santoro *et al.*, 2011). En particular, las zonas de mínimo oxígeno han aumentado en el océano Pacífico y el océano Índico.

2.7. Hielo marino

El hielo marino del Ártico ha sido uno de los indicadores más emblemáticos del cambio climático. Durante el invierno boreal, la extensión del hielo marino del Ártico alcanza una superficie máxima de 15,4 x 10⁶ km² en marzo y, duran-

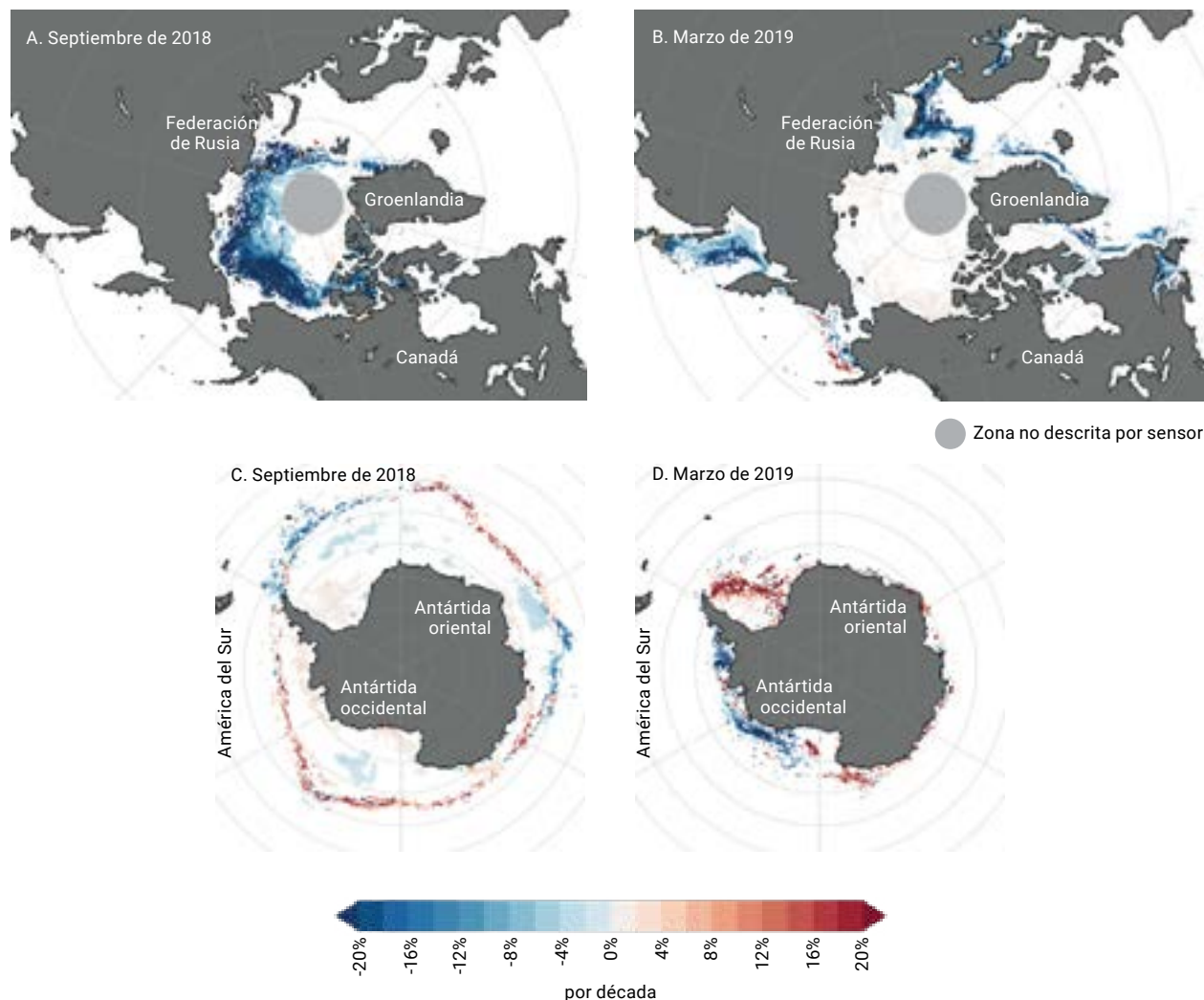
te el verano boreal, disminuye a $6,4 \times 10^6 \text{ km}^2$ en septiembre. La extensión de la superficie de hielo marino del Ártico está disminuyendo un $2,7 \pm 0,4 \%$ por decenio durante el invierno (marzo de 1979 a 2019) y un $12,8 \pm 2,3 \%$ por decenio durante el verano (septiembre de 1979 a 2018) (véase la figura X; Feterrer *et al.*, 2017). Mientras que las tendencias decrecientes durante el invierno se distribuyen más uniformemente alrededor del polo, las tendencias de verano duplican su magnitud en el sector del Pacífico del océano Ártico (arriba a la derecha en los mapas, figura X). En esa zona, los cambios del viento relacionados con la Oscilación del Ártico han ido alejando cada vez más el hielo de las zonas costeras hacia el Atlántico Norte (Rigor y Wallace, 2002), dejando a su paso un banco de hielo mucho más reciente y delgado (Rigor *et al.*, 2004). El grosor del hielo marino del Ártico ha disminuido al menos un 40 % (Rothrock *et al.*, 1999, que comparan las observaciones submarinas de 1958 a 1976 y de 1993 a 1997) y Kwok (2018) muestra que esos cambios persisten en la actualidad. Las tendencias observadas con respecto a la extensión de los hielos marinos (superficie) y su espesor, en conjunto, indican que el volumen del hielo marino del Ártico ha disminuido más de un 75 % desde 1979. Esa estimación coincide con muchos estudios de elaboración de modelos, como el Sistema de Modelización y Asimilación Oceánicas del Hielo Oceánico Panártico (Zhang y Rothrock, 2003; Schweiger *et al.* 2011), en el que se estima que el volumen medio del hielo marino del Ártico de $11,5 \times 10^3 \text{ km}^3$ en septiembre ha disminuido $2,8 \times 10^3 \text{ km}^3$ por decenio entre 1979 y 2017 y que valor mínimo del volumen total de hielo corresponde a 2010.

En la Antártida, el hielo marino alcanza su máxima extensión de 19 a $20 \times 10^6 \text{ km}^2$ en septiembre (invierno austral) y disminuye a un mínimo de $3 \times 10^6 \text{ km}^2$ en febrero (verano austral). Las tendencias de la extensión de los hielos marinos antárticos son del $0,6 \pm 0,6 \%$ por decenio durante el verano (febrero, 1979 a 2019) y el $1,1 \pm 3,7 \%$ por decenio durante el invierno (septiembre, 1979 a 2018). La extensión neta de los hielos marinos de la Antártida mostró un aumento estadísticamente significativo entre 1979 y 2015. A partir de 2016, la extensión neta de los

hielos marinos de la Antártida ha estado constantemente por debajo de la media y se han alcanzado nuevos mínimos históricos. Dado que esta repentina variabilidad de la capa de hielo marino de la Antártida se atribuye en gran medida a los cambios en la capa homogénea del océano, es muy pertinente ampliar esta explicación. Los cambios globales netos de la capa de hielo marino han sido muy variables a nivel regional. Esa dicotomía entre el hielo marino del Ártico y el de la Antártida se ha atribuido a los límites impuestos por la geografía. Durante el invierno, la máxima extensión de hielo marino viene impuesta por las corrientes circumpolares antárticas y la batimetría subyacente del océano Austral (Nghiem *et al.*, 2016) y, durante el verano, el hielo marino solo puede retroceder hasta el borde del continente antártico. Sin embargo, en la figura X (fila inferior) se muestra que, a nivel regional, las tendencias son más pronunciadas. Durante el verano, la extensión de los hielos marinos está aumentando en el mar de Weddell, pero está disminuyendo en los mares de Bellingshausen y Amundsen (Antártida occidental), donde el manto de hielo es más vulnerable a los procesos oceánicos. Las tendencias regionales de la extensión de los hielos marinos se han vinculado a los cambios de los vientos (y las corrientes oceánicas), en relación con el Modo Anular del Sur y El Niño-Oscilación Austral (Parkinson, 2019; y la bibliografía señalada en él). El registro de los últimos 40 años revela aumentos graduales del hielo marino antártico seguidos de disminuciones a ritmos muy superiores a los observados en el Ártico.

Dado que el hielo marino flota en el océano, la contribución del derretimiento del hielo marino al aumento del nivel del mar es insignificante. Sin embargo, el hielo marino actúa como un escudo, evitando que la insolación caliente el océano, y como un contrafuerte para el hielo terrestre, que termina sobre el océano, evitando que las aguas cálidas y las olas del océano erosionen el manto de hielo. La pérdida de hielo marino ha hecho que muchas zonas del manto de hielo sean más vulnerables y ha incrementado la tasa de aumento del nivel del mar debido al derretimiento del manto de hielo terrestre (pág. ej., Stewart *et al.*, 2019).

Figura X
Tendencias de concentración de los hielos marinos en el Ártico y el Antártico (porcentaje por decenio)



Las tendencias del Ártico se muestran en la fila superior y las del Antártico en la fila inferior, las de septiembre de 1979 a 2018 en la columna izquierda y las de marzo de 1979 a 2019 en la columna derecha.

Fuente: Centro Nacional de Datos sobre Nieve y Hielo de la Universidad de Colorado (Boulder); Fetterer *et al.*, 2017.

3. Lagunas de conocimientos

3.1. Nivel del mar

A diferencia de lo que sucede con el nivel medio mundial y el nivel regional del mar medidos por las misiones de altimetría por satélite, los cambios del nivel del mar costero siguen siendo poco conocidos. En efecto, los mareógrafos no toman suficientes muestras de las

zonas costeras, que actualmente no son objeto de estudio (a una distancia de hasta 10 km de la costa) por las misiones tradicionales de altimetría debido a la contaminación que causa la tierra en la señal de radar (Cipollini *et al.*, 2018). Sin embargo, el reprocesamiento específico de los datos de esas misiones permite

ahora estimar el cambio del nivel del mar muy cerca de la costa (Martí *et al.*, 2019). En un futuro próximo, el uso sistemático de la nueva tecnología de radar de apertura sintética aplicada en misiones recientes de la Agencia Espacial Europea (pág. ej., CryoSat-2 y Sentinel-3) también permitirá estimar los cambios del nivel del mar muy cerca de la costa.

3.2. Circulación oceánica

La actual red de observación de los océanos sigue teniendo algunas limitaciones, en particular en las regiones costeras, los mares marginales y las regiones de las profundidades marinas por debajo de los 2.000 m. Es importante establecer un sistema de profundidades marinas para vigilar los cambios en los océanos por debajo de esa profundidad, a fin de contar con una estimación completa del desequilibrio energético de la Tierra (Johnson *et al.*, 2015). En la actualidad, las corrientes limítrofes no quedan plenamente representadas por Argo, ya que los flotadores pueden pasar rápidamente a través de las regiones energéticas, como la corriente limítrofe occidental y las regiones de la corriente circumpolar antártica, lo que podría inducir una cascada inversa de energía cinética y afectar a la variabilidad de baja frecuencia a gran escala (Wang *et al.*, 2017). Para lograr un muestreo adecuado será necesario elaborar un sistema de observación basado en una combinación de tecnologías de observación adaptadas a los diferentes entornos operacionales. Es necesario desarrollar y mantener las observaciones de plataformas múltiples para fines de validación cruzada y calibración (Meyssignac *et al.*, 2019), incluida la validación de modelos climáticos.

3.3. La temperatura de la superficie marina y el contenido de calor oceánico

Los registros de temperatura están regulados por las tendencias del clima natural, como la Oscilación Decenal del Pacífico (England *et al.*, 2014; Kosaka y Xie, 2013), el fenómeno de El Niño-Oscilación Austral (Cheng *et al.*, 2018) y la Oscilación Multidecenal del Atlán-

tico (García-Soto y Pingree, 2012). Los análisis basados en la observación sugieren que el registro sigue siendo demasiado corto, ya que el período típico de la Oscilación Multidecenal del Atlántico y la Oscilación Decenal del Pacífico es aproximadamente de entre 30 y 70 años, similar a la duración del registro fiable del contenido de calor oceánico (unos 60 años desde finales de la década de 1950). Los análisis combinados de modelos y observaciones se proponen como el modelo a seguir (Cheng *et al.*, 2018; Liu *et al.*, 2016) para comprender mejor el cambio y la variabilidad de la temperatura de la superficie marina y el contenido de calor oceánico en diferentes escalas de tiempo. La falta de observaciones mundiales a largo plazo de los flujos de energía de la superficie es un desafío adicional que impide comprender plenamente los cambios de la temperatura de la superficie marina y del contenido de calor oceánico. No se conocen suficientemente los mecanismos y vías de realimentación del fenómeno de El Niño-Oscilación Austral, ni tampoco la vinculación entre el calentamiento global y la diversidad de El Niño-Oscilación Austral.

3.4. Salinidad

Si bien los cambios de salinidad observados aparecen sólidamente en todos los análisis basados en observaciones realizados hasta la fecha, existen lagunas en los conocimientos sobre la fuente precisa de esos cambios, en particular en las regiones cercanas a la costa, que están vinculadas a los depósitos de agua terrestres y criosféricos. Muchos estudios de observación y modelos han vinculado de manera concluyente los cambios en el océano abierto con los cambios en el ciclo del agua forzados por la superficie y han encontrado que el aumento coincidente de los patrones de evaporación y precipitaciones era la principal fuerza motriz del cambio. Los cambios continuos tendrán un impacto considerable en los ecosistemas marinos, incluidos los efectos en la cronología del ciclo vital, la aptitud y la capacidad de supervivencia de las especies importantes desde el punto de vista ecológico y económico

3.5. Acidificación del océano

Se necesitan más investigaciones para que los modelos se basen en información más precisa y para mejorar las predicciones sobre la respuesta del sistema de la Tierra a la acidificación de los océanos, sus impactos en las poblaciones y comunidades marinas y la capacidad de los organismos para aclimatarse o adaptarse a los cambios de la química marina causados por la acidificación. Sigue siendo muy necesario llevar a cabo una vigilancia más amplia en las regiones costeras y contar con sensores de alta calidad y bajo costo para realizar esta vigilancia, además de ampliar el acceso a los datos de los satélites e investigar las tendencias a largo plazo de la química marina más allá de los registros de observación (paleoacidificación de los océanos). Un buen ejemplo es la ampliación del

Programa Argo para abarcar parámetros biogeoquímicos como el pH.⁶

3.6. Hielo marino

El mantenimiento de las redes de observación in situ en las regiones polares constituye un desafío, ya que el entorno es inhóspito y el acceso suele estar limitado a las estaciones de primavera y verano. La obtención de parámetros geofísicos por satélite está mejorando, pero se necesitan observaciones in situ para validarlos. En particular, las mediciones in situ de la nieve depositada sobre el hielo marino y del espesor del hielo marino son fundamentales para mejorar la comprensión de los procesos físicos de las regiones polares. Esas mediciones son poco frecuentes en el Ártico y menos frecuentes aún en el Antártico.

4. Resumen

El calentamiento de los océanos y el derretimiento del hielo terrestre son las principales causas de la actual aceleración del aumento del nivel medio del mar a nivel global. El nivel medio del mar a nivel mundial ha ido subiendo desde 1993 (la era de la altimetría) a una tasa media de $3,1 \pm 0,3$ mm al año, con una clara aceleración superpuesta aproximadamente igual a $0,1$ mm al año.⁷ La altimetría por satélite también ha revelado una fuerte variabilidad regional de las tasas de cambio del nivel del mar, con tasas regionales hasta dos o tres veces superiores a la media mundial en algunas regiones. Debido al calentamiento global, muchos sistemas de circulación también experimentan cambios.

Los cambios de la altura del nivel del mar, medidos a través de altimetría por satélite de alta precisión, sugieren que se ha producido un ensanchamiento y fortalecimiento de los giros subtropicales en el Pacífico Norte y Sur. Los estudios muestran, además, un movimiento hacia los polos de muchas corrientes oceánicas, como la corriente circumpolar antártica y

los giros subtropicales del hemisferio sur, así como corrientes límite occidentales en todas las cuencas oceánicas. Uno de los principales sistemas de corrientes oceánicas, la circulación meridional de retorno del Atlántico, ya se ha debilitado y es muy probable que continúe haciéndolo en el futuro. Entre los efectos causados por estos cambios se encuentran un aumento regional del nivel del mar, cambios de la distribución de nutrientes y la absorción de carbono, y retroalimentaciones con la atmósfera.

Los datos de la temperatura de la superficie de los océanos promediados a nivel mundial muestran un calentamiento de $0,62 \pm 0,12$ °C por siglo durante el período de 1900 a 2018. En el decenio pasado (2009 a 2018), la tasa de calentamiento de la superficie de los océanos ha sido de $2,56 \pm 0,68$ °C por siglo. El calentamiento se produce en la mayoría de las regiones oceánicas, pero algunas zonas, como el Atlántico Norte, muestran un enfriamiento a largo plazo. Desde 1955, la capa superior de 2.000 m del océano también ha mostrado signos de un

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

⁷ Véase resolución de la Asamblea General 70/1.

fuerte calentamiento, como demuestra el aumento del contenido de calor oceánico.

Las pautas espaciales de los cambios de salinidad multidecenales proporcionan pruebas convincentes de que se ha producido un cambio del ciclo del agua a escala global en los océanos del mundo, que coincide con el calentamiento durante el período. Los cambios descritos se reproducen en todos los análisis observados de los cambios a largo plazo de la salinidad y, más recientemente, se han reproducido en simulaciones de modelos climáticos forzados. Esos cambios se manifiestan en el aumento de la salinidad cerca de la superficie en las regiones subtropicales de alta salinidad y en su disminución correspondiente en las regiones de baja salinidad, como la piscina cálida del Pacífico occidental y los polos. También se observan cambios parecidos en la subsuperficie del océano, manifestados en pautas similares de disminución de la salinidad de las aguas de baja salinidad y de aumento de las aguas de alta salinidad representadas en cada una de las cuencas oceánicas, la del Atlántico, la del Pacífico y la del Índico, y en todo el Océano Austral.

El pH de la superficie de los océanos mundiales ha disminuido aproximadamente 0,1 en promedio desde la Revolución Industrial, lo que supone un aumento de la acidez de alrededor del 30 %. Según las proyecciones, el pH de los océanos registrará una disminución adicional aproximada de 0,3 durante el próximo siglo, a menos que se reduzcan significativamente las emisiones globales de carbono. Los cambios pueden observarse en series temporales oceánicas ampliadas y es probable que la tasa de cambio no tenga precedentes en al menos los últimos 66 millones de años. El tiempo de aparición de la señal varía de 8 a 15 años para los lugares en mar abierto y de 16 a 41 años para los lugares costeros, por lo que es necesario comprometerse a realizar registros de observación a largo plazo, especialmente en las zonas costeras, donde se encuentran la mayoría de los recursos marinos de importancia comercial y cultural.

Los niveles de oxígeno oceánico han disminuido en las décadas más recientes, con fuertes

variaciones regionales. Si bien el contenido general de oxígeno ha disminuido alrededor de un 2 % en cinco decenios, el oxígeno en las zonas costeras o cerca de las zonas de mínimo oxígeno muestra mayores variaciones. Los cambios costeros se ven impulsados en su mayor parte por la escorrentía fluvial y los cambios en el mar abierto probablemente estén relacionados con una combinación de cambios de la circulación oceánica y los ciclos biogeoquímicos. La disminución de la solubilidad impulsada por la temperatura es responsable de la mayor parte de la pérdida de oxígeno cerca de la superficie, mientras que otros procesos tienen que ser responsables de la pérdida de oxígeno en las profundidades oceánicas. Una mayor disminución del oxígeno en las zonas de mínimo oxígeno y cerca de ellas puede provocar una retroalimentación climática a través de las consiguientes emisiones de gases de efecto invernadero.

El hielo marino cubre el 15 % de los océanos del mundo y afecta al balance térmico global y a la circulación termohalina mundial. La extensión total de los hielos marinos ha ido disminuyendo rápidamente en el Ártico, pero las tendencias son insignificantes en la Antártida. La extensión de los hielos marinos del Ártico está disminuyendo un $2,7 \pm 0,4$ % por siglo durante el invierno y un $2,8 \pm 2,3$ % por siglo durante el verano. Por el contrario, las tendencias de la extensión total de los hielos marinos del Ártico son insignificantes, $0,6 \pm 0,6$ % por siglo durante el verano y $1,1 \pm 3,7$ % por siglo durante el invierno. A nivel regional, la distribución espacial de las tendencias es dramática. En el Ártico, las tendencias estivales son más llamativas en el sector del Pacífico del océano Ártico, mientras que en la Antártida las tendencias estivales muestran aumentos en el mar de Weddell y disminuciones en el sector de la Antártida occidental del océano Austral. La distribución espacial de los cambios del hielo marino se atribuye a los cambios de las corrientes de viento y oceánicas relacionados con la Oscilación del Ártico en el hemisferio norte, y con el Modo Anular del Sur y El Niño en el hemisferio sur.

Bibliografía

Nivel del mar

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

Circulación oceánica

- Alory, Gaël, et al. (2007). Observed temperature trends in the Océano Índico over 1960–1999 and associated mechanisms. *Geophysical Research Letters*, vol. 34, No. 2.
- Caesar, Levke, et al. (2018). Observed fingerprint of a weakening Atlantic Ocean overturning circulation. *Nature*, vol. 556, No. 7700, pág. 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, y 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, págs. 5 a 16.
- Dohan, Kathleen, et al. (2010). Measuring the global ocean surface circulation with satellite and in situ observations. *Proceedings of OceanObs*, vol. 9.
- Duchez, Aurélie, et al. (2016). Drivers of exceptionally cold Océano Atlántico Norte temperatures and their link to the 2015 European heat wave. *Environmental Research Letters*, vol. 11, No. 7, pág. 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, págs. 3458 a 3464.
- Freeland, Howard, et al. (2010). Argo – a decade of progress. *Proceedings of OceanObs*, vol. 9, págs. 357 a 370.
- Gille, Sarah T. (2008). Decadal-scale temperature trends in the Southern Hemisphere ocean. *Journal of Climate*, vol. 21, No. 18, págs. 4749 a 4765.
- Goddard, Paul B., et al. (2015). An extreme event of sea-level rise along the Northeast coast of North America in 2009–2010. *Nature Communications*, vol. 6, No. 6346.

- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (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 et al. Cambridge: Cambridge University Press.
- Hill, K. L., et al. (2008). Wind forced low frequency variability of the East Australia Current. *Geophysical Research Letters*, vol. 35, No. 8.
- Jackson, Laura C., et al. (2016). Recent slowing of Atlantic overturning circulation as a recovery from earlier strengthening. *Nature Geoscience*, vol. 9, No. 7, pág. 518.
- Latif, Mojib, et al. (2006). Is the thermohaline circulation changing? *Journal of Climate*, vol. 19, No. 18, págs. 4631 a 4637.
- Lozier, M. S., et al. (2017). Overturning in the Subpolar North Atlantic Program: A new international ocean observing system. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 98, No. 4, págs. 737 a 752.
- Mercier, H., et al. (2015). Variability of the meridional overturning circulation at the Groenlandia–Portugal OVIDE section from 1993 to 2010. *Progress in Oceanography*, vol. 132, págs. 250 a 261.
- Qiu, Bo, y Shuiming Chen (2012). Multidecadal sea level and gyre circulation variability in the northwestern tropical Pacific Ocean. *Journal of Physical Oceanography*, vol. 42, No. 1, págs. 193 a 206.
- Rahmstorf, Stefan, et al. (2015). Exceptional twentieth-century slowdown in Atlantic Ocean overturning circulation. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 5, pág. 475.
- Sherwood, Owen, et al. (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 Estados Unidos de América*, vol. 108, págs. 1011 a 1015. doi:10.1073/pnas.1004904108.
- Smeed, D. A., et al. (2014). Observed decline of the Atlantic meridional overturning circulation 2004–2012. *Ocean Science*, vol. 10, No. 1, págs. 29 a 38.
- _____ (2018). The Océano Atlántico Norte is in a state of reduced overturning. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, No. 3, págs. 1527 a 1533.
- Thibodeau, B., et al. (2018). Last Century Warming Over the Canadian Atlantic Shelves Linked to Weak Atlantic Meridional Overturning Circulation. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, págs. 12376 a 12385. doi:10.1029/2018gl080083.
- Thornalley, David J. R., et al. (2018). Anomalously weak Labrador Sea convection and Atlantic overturning during the past 150 years. *Nature*, vol. 556, No. 7700, pág. 227.
- Timmermann, Axel, et al. (2010). Wind effects on past and future regional sea level trends in the southern Indo-Pacific. *Journal of Climate*, vol. 23, No. 16, págs. 4429 a 4437.
- Wu, Lixin, et al. (2012). Enhanced warming over the global subtropical western boundary currents. *Nature Climate Change*, vol. 2, No. 3, pág. 161.
- Zanna, L., et al. (2019). Global reconstruction of historical ocean heat storage and transport. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the Estados Unidos de América*, vol. 116, pág. 1126. doi:10.1073/pnas.1808838115.
- Zickfeld, Kirsten, et al. (2008). Carbon-cycle feedbacks of changes in the Atlantic meridional overturning circulation under future atmospheric CO_2 . *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 22, No. 3.

La temperatura del mar y el contenido de calor oceánico

- Abraham, John P., et al. (2013). A review of global ocean temperature observations: Implications for ocean heat content estimates and climate change. *Reviews of Geophysics*, vol. 51, No. 3, págs. 450 a 483.
- Bindoff, Nathaniel L., et al. (2013). Detection and attribution of climate change: from global to regional.

- Boyer, Tim, et al. (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, págs. 4817 a 4842.
- Caesar, Levke, et al. (2018). Observed fingerprint of a weakening Atlantic Ocean overturning circulation. *Nature*, vol. 556, No. 7700, pág. 191.
- Cheng, Lijing, et al. (2016). XBT Science: Assessment of instrumental biases and errors. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 97, No. 6, págs. 924 a 933.
- _____ (2017a). Improved estimates of ocean heat content from 1960 to 2015. *Science Advances*, vol. 3, No. 3, pág. e1601545.
- _____ (2017b). Taking the pulse of the planet. *Earth and Space Science News, Eos*, vol. 99, págs. 14 a 16.
- _____ (2018). Decadal Ocean Heat Redistribution Since the Late 1990s and Its Association with Key Climate Modes. *Climate*, vol. 6, No. 4, pág. 91.
- _____ (2019a). 2018 Continues Record Global Ocean Warming. *Advances in Atmospheric Sciences*, vol. 36, No. 3, págs. 249 a 252.
- _____ (2019b). How fast are the oceans warming? *Science*, vol. 363, No. 6423, págs. 128 a 129.
- Dewitte, B., et al. (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), págs. 143 a 156.
- Domingues, Catia M., et al. (2008). Improved estimates of upper-ocean warming and multi-decadal sea-level rise. *Nature*, vol. 453, No. 7198, pág. 1090.
- Durack, Paul J. (2015). Ocean salinity and the global water cycle. *Oceanography*, vol. 28, No. 1, págs. 20 a 31.
- England, Matthew H., et al. (2014). Recent intensification of wind-driven circulation in the Pacific and the ongoing warming hiatus. *Nature Climate Change*, vol. 4, No. 3, pág. 222.
- García-Soto, Carlos, y 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 Reino Unido*, vol. 92, No. 2, págs. 213 a 234.
- Good, S.A. (2020): Proyecto de Temperatura de la Superficie Marina de la Iniciativa sobre el Cambio Climático de la Agencia Espacial Europea (SST_cci): Conjunto de Múltiples Productos GHRSSST (GMPE), v2.0. Centro de Análisis de Datos Ambientales.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2019). Summary for policymakers. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate, H.-O. Pörtner et al., eds. (en prensa).
- Gutiérrez, D., et al. (2016). Productivity and Sustainable Management of the Humboldt Current Large Marine Ecosystem under Climate Change.
- Hansen, James, et al. (2011). Earth's energy imbalance and implications. *Atmospheric Chemistry and Physics*, vol. 11, No. 24, págs. 13421 a 13449.
- Hartmann, Dennis L., et al. (2013). Observations: atmosphere and surface. En *Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, págs. 159 a 254. Cambridge University Press.
- Hirahara, Shoji, et al. (2014). Centennial-scale sea surface temperature analysis and its uncertainty. *Journal of Climate*, vol. 27, págs. 57 a 75.
- Hu, Shineng, y 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, págs. 3816 a 3824.
- Huang, Boyin, et al. (2017). Extended reconstructed sea surface temperature, version 5 (ERSSTv5): upgrades, validations, and intercomparisons. *Journal of Climate*, vol. 30, No. 20, págs. 8179 a 8205.

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

Salinidad

- Berger, Michael, et al. (2002). Measuring ocean salinity with ESA's SMOS Mission—advancing the science.
- Bindoff, Nathaniel L., et al. (2007). Observations: oceanic climate change and sea level.
- Boutin, Jacqueline, et al. (2013). Sea surface freshening inferred from SMOS and ARGO salinity: impact of rain. *Ocean Science*, vol. 9, No. 1.
- _____ (2014). Sea surface salinity under rain cells: SMOS satellite and in situ drifters observations. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 119, No. 8, págs. 5533 a 5545.
- Boyer, Timothy P., et al. (2005). Linear trends in salinity for the World Ocean, 1955–1998. *Geophysical Research Letters*, vol. 32, No. 1.
- Drushka, Kyla, et al. (2016). Understanding the formation and evolution of rain-formed fresh lenses at the ocean surface. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 121, No. 4, págs. 2673 a 2689.
- Durack, Paul J. (2015). Ocean salinity and the global water cycle. *Oceanography*, vol. 28, No. 1, págs. 20 a 31.

- Durack, Paul J., y 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, págs. 4342 a 4362.
- Durack, Paul J., et al. (2013). Capítulo 28 - Long-term Salinity Changes and Implications for the Global Water Cycle. En *Ocean Circulation and Climate*, eds. Gerold Siedler et al., vol. 103, págs. 727 a 757. International Geophysics. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-391851-2.00028-3>.
- Durack, Paul J., et al. (2012). Ocean salinities reveal strong global water cycle intensification during 1950 to 2000. *Science*, vol. 336, No. 6080, págs. 455 a 458.
- Grodsky, Semyon A., et al. (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, págs. 14 a 22.
- Held, Isaac M., y Brian J. Soden (2006). Robust responses of the hydrological cycle to global warming. *Journal of Climate*, vol. 19, No. 21, págs. 5686 a 5699.
- Helm, Kieran P., et al. (2010). Changes in the global hydrological-cycle inferred from ocean salinity. *Geophysical Research Letters*, vol. 37, No. 18.
- Hosoda, Shigeki, et al. (2009). Global surface layer salinity change detected by Argo and its implication for hydrological cycle intensification. *Journal of Oceanography*, vol. 65, No. 4, págs. 579 a 596.
- Lagerloef, Gary, et al. (2008). The Aquarius/SAC-D mission: Designed to meet the salinity remote-sensing challenge. *Oceanography*, vol. 21, No. 1, págs. 68 a 81.
- Levang, Samuel J., y Raymond W. Schmitt (2015). Centennial changes of the global water cycle in CMIP5 models. *Journal of Climate*, vol. 28, No. 16, págs. 6489 a 6502.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Rhein, M., et al. (2013). Observations: ocean. En *Climate Change 2013 the Physical Science Basis: Working Group I Contribution to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, págs. 159 a 254. Cambridge University Press.
- Skliris, Nikolaos, et al. (2014). Salinity changes in the World Ocean since 1950 in relation to changing surface freshwater fluxes. *Climate Dynamics*, vol. 43, Núms. 3 y 4, págs. 709 a 736.
- Tang, Wenqing, et al. (2017). Validating SMAP SSS with in situ measurements. *Remote Sensing of Environment*, vol. 200, págs. 326 a 340.
- Terray, Laurent, et al. (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, págs. 958 a 977.
- Vinogradova, Nadya T., y 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, págs. 3190 a 3201.
- Zika, Jan D., et al. (2015). Maintenance and broadening of the ocean's salinity distribution by the water cycle. *Journal of Climate*, vol. 28, No. 24, págs. 9550 a 9560.

Acidificación del océano

- 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, págs. 399 a 408.
- Bednaršek, Nina, et al. (2016). Pteropods on the edge: Cumulative effects of ocean acidification, warming, and deoxygenation. *Progress in Oceanography*, vol. 145, págs. 1 a 24.

- Borgesa, Alberto V., y Nathalie Gypensb (2010). Carbonate chemistry in the coastal zone responds more strongly to eutrophication than ocean acidification. *Limnology and Oceanography*, vol. 55, No. 1, págs. 346 a 353.
- Breitburg, Denise L., et al. (2015). And on top of all that... Coping with ocean acidification in the midst of many stressors. *Oceanography*, vol. 28, No. 2, págs. 48 a 61.
- Caldeira, Ken, y Michael E. Wickett (2003). Oceanography: anthropogenic carbon and ocean pH. *Nature*, vol. 425, No. 6956, pág. 365.
- Campbell, Anna L., et al. (2016). Ocean acidification changes the male fitness landscape. *Scientific Reports*, vol. 6, pág. 31250.
- Cross, Jessica N., et al. (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, págs. 6693 a 6708.
- Dodd, Luke F., et al. (2015). Ocean acidification impairs crab foraging behaviour. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 282, No. 1810, pág. 20150333.
- Feely, Richard A., et al. (2004). Impact of anthropogenic CO₂ on the CaCO₃ system in the oceans. *Science*, vol. 305, No. 5682, págs. 362 a 366.
- _____ (2008). Evidence for upwelling of corrosive "acidified" water onto the continental shelf. *Science*, vol. 320, No. 5882, págs. 1490 a 1492.
- _____ (2009). Ocean acidification: Present conditions and future changes in a high-CO₂ world. *Oceanography*, vol. 22, No. 4, págs. 36 a 47.
- Gruber, Nicolas, et al. (2019). The oceanic sink for anthropogenic CO₂ from 1994 to 2007. *Science*, vol. 363, No. 6432, págs. 1193 a 1199.
- Hoegh-Guldberg, Ove, et al. (2017). Coral reef ecosystems under climate change and ocean acidification. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 158.
- Hönisch, Bärbel, et al. (2012). The geological record of ocean acidification. *Science*, vol. 335, No. 6072, págs. 1058 a 1063.
- Jewett, L., y A. Romanou (2017). Ocean acidification and other ocean changes. *Climate Science Special Report: Fourth National Climate Assessment*, vol. 1, págs. 364 a 392.
- Le Quéré, Corinne, et al. (2016). Global carbon budget 2016.
- Lemasson, Anaëlle J., et al. (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, págs. 49 a 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, págs. 926 a 928.
- Munday, Philip L., et al. (2009). Ocean acidification impairs olfactory discrimination and homing ability of a marine fish. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 106, No. 6, págs. 1848 a 1852.
- Murray, Christopher S. (2019). An Experimental Evaluation of the Sensitivity of Coastal Marine Fishes to Acidification, Hypoxia, and Warming.
- Orr, James C., et al. (2005). Anthropogenic ocean acidification over the twenty-first century and its impact on calcifying organisms. *Nature*, vol. 437, No. 7059, págs. 681 a 686.
- Riebesell, Ulf, et al. (2017). Competitive fitness of a predominant pelagic calcifier impaired by ocean acidification. *Nature Geoscience*, vol. 10, No. 1, pág. 19.
- Sutton, Adrienne J., et al. (2019). Autonomous seawater pCO₂ and pH time series from 40 surface buoys and the emergence of anthropogenic trends. *Earth System Science Data*, pág. 421.

Zeebe, Richard E., et al. (2016). Anthropogenic carbon release rate unprecedented during the past 66 million years. *Nature Geoscience*, vol. 9, No. 4, págs. 325 a 329.

Oxígeno disuelto

Bianchi, Daniele, et al. (2013). Intensification of open-ocean oxygen depletion by vertically migrating animals. *Nature Geoscience*, vol. 6, No. 7, págs. 545 a 548.

Carpenter, James H. (1965). The accuracy of the Winkler method for dissolved oxygen analysis. *Limnology and Oceanography*, vol. 10, No. 1, págs. 135 a 140.

Codispoti, Louis A. (2010). Interesting times for marine N₂O. *Science*, vol. 327, No. 5971, págs. 1339 y 1340.

Diaz, Robert J., y Rutger Rosenberg (2008). Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, vol. 321, No. 5891, págs. 926 a 929.

Ito, Takamitsu, et al. (2017). Upper ocean O₂ trends: 1958–2015. *Geophysical Research Letters*, vol. 44, No. 9, págs. 4214 a 4223.

Keeling, Ralph F., y 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, págs. 7848 a 7853.

Keeling, Ralph F., et al. (2010). Ocean deoxygenation in a warming world. *Annual Review of Marine Science*, vol. 2, págs. 199 a 229.

Knapp, George P., et al. (1991). Iodine losses during Winkler titrations. *Deep Sea Research Part A. Oceanographic Research Papers*, vol. 38, No. 1, págs. 121 a 128.

Levin, L. A. (2018). Manifestation, Drivers, and Emergence of Open Ocean Deoxygenation. *Annual Review of Marine Science*, vol. 10, págs. 229 a 260, doi: 10.1146/annurev-marine-121916-063359.

Santoro, Alyson E., et al. (2011). Isotopic signature of N₂O produced by marine ammonia-oxidizing archaea. *Science*, vol. 333, No. 6047, págs. 1282 a 1285.

Schmidtko, Sunke, et al. (2017). Decline in global oceanic oxygen content during the past five decades. *Nature*, vol. 542, No. 7641, págs. 335 a 339. <https://doi.org/10.1038/nature21399>.

Stendardo, I., y N. Gruber (2012). Oxygen trends over five decades in the North Atlantic. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 117, No. C11.

Stramma, Lothar, et al. (2012). Expansion of oxygen minimum zones may reduce available habitat for tropical pelagic fishes. *Nature Climate Change*, vol. 2, No. 1, págs. 33 a 37.

Voss, Maren, et al. (2013). The marine nitrogen cycle: Recent discoveries, uncertainties. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 368.

Wilcock, R. J., et al. (1981). An interlaboratory study of dissolved oxygen in water. *Water Research*, vol. 15, No. 3, págs. 321 a 325.

Worm, Boris, et al. (2005). Global patterns of predator diversity in the open oceans. *Science*, vol. 309, No. 5739, págs. 1365 a 1369.

Hielo marino

Fetterer, F., et al. (2017). Sea Ice Index, Version 3. Boulder (Colorado, Estados Unidos de América): NSIDC: Centro Nacional de Datos sobre Nieve y Hielos. <https://doi.org/10.7265/N5K072F8>.

Kwok, Ron (2018). Ártico sea ice thickness, volume, and multiyear ice coverage: losses and coupled variability (1958–2018). *Environmental Research Letters*, vol. 13, No. 10, pág. 105005.

Massom, R. A., et al. (2018). Antarctic Ice shelf disintegration triggered by sea ice loss and ocean swell. *Nature*, vol. 558, págs. 383 a 389, doi:10.1038/s41586-018-0212-1.

- Meehl, G. A., et al. (2019). Sustained ocean changes contributed to sudden Antarctic sea ice retreat in late 2016. *Nature Communications*, vol. 10(1), pág. 14. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-07865-9>.
- Nghiem, S. V., et al. (2016). Geophysical constraints on the Antarctic sea ice cover. *Remote Sensing of Environment*, vol. 181, págs. 281 a 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 Ártico. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 116, No. 29, págs. 14414 a 14423.
- Reid, P., et al. (2019). Sea ice extent, concentration, and seasonality. En *State of the Climate in 2018. Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 100 (9), págs. S178 a S181.
- Rigor, Ignatius G., y John M. Wallace (2004). Variations in the age of Ártico sea-ice and summer sea-ice extent. *Geophysical Research Letters*, vol. 31, No. 9.
- Rigor, Ignatius G., et al. (2002). Response of sea ice to the Ártico Oscillation. *Journal of Climate*, vol. 15, No. 18, págs. 2648 a 2668.
- Rothrock, Drew A., et al. (1999). Thinning of the Ártico sea-ice cover. *Geophysical Research Letters*, vol. 26, No. 23, págs. 3469 a 3472.
- Schweiger, Axel, et al. (2011). Uncertainty in modeled Ártico sea ice volume. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 116, No. C8.
- Stewart, Craig L., et al. (2019). Basal melting of Ross Ice Shelf from solar heat absorption in an ice-front polynya. *Nature Geoscience*, vol. 12, No. 6, págs. 435 a 440.
- Zhang, Jinlun, y 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, págs. 845 a 861.

Capítulo 6

Tendencias de la biodiversidad de los principales taxones de la biota marina

Responsable del capítulo: Chul Park.

Introducción

En la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*, publicada en 2017, la biodiversidad se consideró desde tres puntos de vista: por región geográfica, por grupo taxonómico y por hábitats designados como preocupantes. En la segunda *Evaluación de Mundial de los Océanos*, la biodiversidad se considera por grupo taxonómico (cap. 6) y por hábitat (cap. 7) para todas las regiones cuyos datos están disponibles. En el caso de los grupos taxonómicos que figuraban en la primera Evaluación, se centra la atención en los cambios que se han producido desde su publicación, incluida información nueva. En cuanto a los grupos taxonómicos que no figuraban en la primera Evaluación, se hace hincapié en la información general para establecer una línea de base sobre su estado actual.

En el subcapítulo 6A se amplía la información sobre el plancton contenida en la primera Evaluación mediante una descripción de la biodiversidad de ese grupo y, en particular, se proporciona información sobre el fitoplancton unicelular, las bacterias, los virus y el zooplankton de metazoos. La información sobre los invertebrados bentónicos, que no se examinaron por separado en la primera Evaluación, figura

en el subcapítulo 6B. En cuanto a los invertebrados pelágicos, las formas planctónicas se tratan en el subcapítulo 6A. La información sobre los invertebrados pelágicos (cefalópodos) continúa siendo una carencia, que deberá solucionarse en otra evaluación, si bien se proporciona cierta información sobre estos invertebrados en una adición al subcapítulo 6B del Grupo de Expertos del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos. En el subcapítulo 6C figura información nueva y ampliada sobre la diversidad de los peces, en particular en relación con las especies que no se consideraron en la primera Evaluación. En el capítulo 6 también se recoge información sobre los cambios recientes de la biodiversidad de los mamíferos marinos (subcap. 6D), los reptiles marinos (subcap. 6E), las aves marinas (subcap. 6F) y las plantas y macroalgas marinas (subcap. 6G). Se incorporan a este último subcapítulo las tendencias del estado de los bosques de laminarias y los lechos de algas. Las plantas marinas también se describen en los subcapítulos 7I a 7K desde el punto de vista de los hábitats.

Capítulo 6A

Plancton

(fitoplancton, zooplancton, microbios y virus)

Contribuidores: Thomas Malone (coordinador), Maurizio Azzaro, Russell Hopcroft, Chul Park (responsable del capítulo), Kazuaki Tadokoro, Michael Thorndyke y Sinjae Yoo.

Ideas clave

- Los microbios unicelulares son la forma más abundante y diversa de vida marina. Las redes alimentarias basadas en ellos sostienen la mayor parte de la biodiversidad oceánica.
- El fitoplancton marino representa en torno al 50 % de la producción primaria de la Tierra, del suministro de oxígeno y de la fijación de N₂. Las diatomeas y el picoplancton (< 2 μm) representan la mayor parte de la producción primaria marina.
- Como consecuencia del calentamiento de la capa superior de los océanos, es probable que los aumentos de la separación vertical de las capas de agua (estratificación) y la disminución de las aportaciones de nutrientes inorgánicos a la parte del océano en la que es posible la fotosíntesis (zona eufótica) tengan los siguientes efectos:
 - Disminución de la productividad y el tamaño de las células del fitoplancton;
 - Aumento del flujo de energía a través de las redes alimentarias microbianas en relación con el de las redes alimentarias de metazoos (plancton > 20 μm);
 - Disminución de la exportación de producción biológica a las profundidades oceánicas. Esta disminución reduciría la capacidad del océano de absorber CO₂ y aceleraría el calentamiento atmosférico global;
 - Reducción de la producción biológica de nivel trófico superior
 - La acidificación del océano causada por el clima puede reducir la abundancia y la distribución del plancton calcáreo.
- Las actuales observaciones mundiales de los océanos no vigilan específicamente la diversidad del plancton. Se requiere un sistema internacional e integrado de observación de la vida en los océanos como componente del Sistema Mundial de Sistemas de Observación de la Tierra.

1. Introducción

Las comunidades de plancton marino están formadas por virus, procariotas (arqueas y bacterias) y eucariotas (protistas y metazoos). Las procariotas y eucariotas abarcan tanto productores primarios como consumidores heterótrofos, y el plancton marino representa el grupo de organismos más diverso de la Tierra desde el punto de vista filogenético (Colomban et al., 2015; Naciones Unidas, 2017b). El presente subcapítulo se centra en las agregaciones de plancton de la capa superior de los océanos (0 a 1.000 m de profundidad) y en los cambios del plancton provocados por el clima que tienen más probabilidades de afectar a los servicios ecosistémicos.

Los microbios unicelulares representan la mayor parte de la biomasa, la biodiversidad y la actividad metabólica de los océanos (Gasol et al., 1997; Azam y Malfatti 2007; Salazar y Sunagawa, 2017; Bar-On et al., 2018), y desempeñan papeles fundamentales en la prestación de servicios ecosistémicos marinos (Palumbi et al., 2009; Liqueste et al., 2013). En particular, el fitoplancton representa en torno al 50 % de la producción primaria neta (PPN) de la Tierra que sostiene las redes alimentarias marinas y en torno al 50 % del suministro de oxígeno de la Tierra (Field et al., 1998; Westberry et al., 2008); y las redes alimentarias planctónicas mantienen la mayoría de las pesquerías (Blanchard et al., 2012; Boyce et al., 2015), alimentan la bomba biológica¹ (Honjo et al., 2014) y sos-

¹ Exportación mediada biológicamente de materia orgánica particulada y carbonato de calcio a las profundidades oceánicas (por debajo de los 1.000 m).

tienen la biodiversidad (Beaugrand et al., 2013; Vallina et al., 2014). La PPN de fitoplancton y los flujos de nutrientes a través de las redes alimentarias planctónicas contribuyen de manera significativa a la consecución de al menos 14 Objetivos de Desarrollo Sostenible (Wood et al., 2018), ante todo el Objetivo 14 (Conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible).²

Los objetivos del presente subcapítulo son: a) describir la composición actual de las agregaciones de plancton y las tendencias pasadas de su diversidad y productividad a nivel mundial y regional; b) Resumir las tendencias previstas, impulsadas por el clima, de esas

agregaciones de plancton; y c) determinar las lagunas que existen en los conocimientos actuales. Los cambios causados por el clima en el medio ambiente de la capa superior de los océanos que se tratan en la presente sección son el calentamiento y la acidificación de los océanos.³ Esta información es particularmente pertinente para los capítulos 5 (tendencias del estado físico y químico de los océanos) y 10 (cambios en los aportes de nutrientes al medio marino). Entre los temas que se abordan en el presente subcapítulo y que no se trataron específicamente en el capítulo 6 de la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017a) figuran las tendencias pasadas y proyectadas de la diversidad del plancton.

2. Resumen del capítulo 6 de la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

- Se abordaron las pautas regionales y mundiales de la PPN del fitoplancton y los macrófitos bentónicos, el ciclo de los nutrientes en la capa superior de los océanos y los impactos antropogénos que afectan a esos procesos, lo que llevó a las siguientes conclusiones:
- Con excepción de las aguas costeras sujetas a aportaciones fluviales de nutrientes y las zonas de alto contenido de nutrientes y bajo contenido de clorofila, la pauta global de la PPN de fitoplancton refleja la pauta de las aportaciones de nutrientes de aguas profundas (nitrógeno y fósforo) a la zona eufótica.⁴
- La PPN de fitoplancton en los giros subtropicales disminuyó de 1998 a 2006 como consecuencia del calentamiento de la capa superior de los océanos provocado por el clima y las consiguientes reducciones del suministro de nutrientes, mientras que la PPN ha aumentado en los ecosistemas costeros como resultado de los incrementos de los aportes de nutrientes de origen terrestre. Esto ha dado lugar a una propagación mundial de la hipoxia en el océano, una disminución de la extensión espacial de los lechos de hierba marina y aumentos de la aparición de fenómenos de fitoplancton tóxico.
- La diversidad de especies de fitoplancton tiende a ser menor en las aguas polares y subpolares, donde las especies de crecimiento rápido representan la mayor parte de la PPN, y mayor en las aguas tropicales y subtropicales, donde el fitoplancton pequeño (< 10 µm) representa la mayor parte de la PPN.
- A medida que la capa superior de los océanos se calienta y se vuelve más estratificada, es probable que las especies de fitoplancton pequeño representen una

² Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

³ La acidificación del océano consiste en la reducción del pH oceánico durante un período de tiempo prolongado, causada principalmente por la absorción de CO₂ procedente de la atmósfera.

⁴ La zona eufótica es la capa superior de los océanos en la que penetra suficiente luz para que se produzca la fotosíntesis.

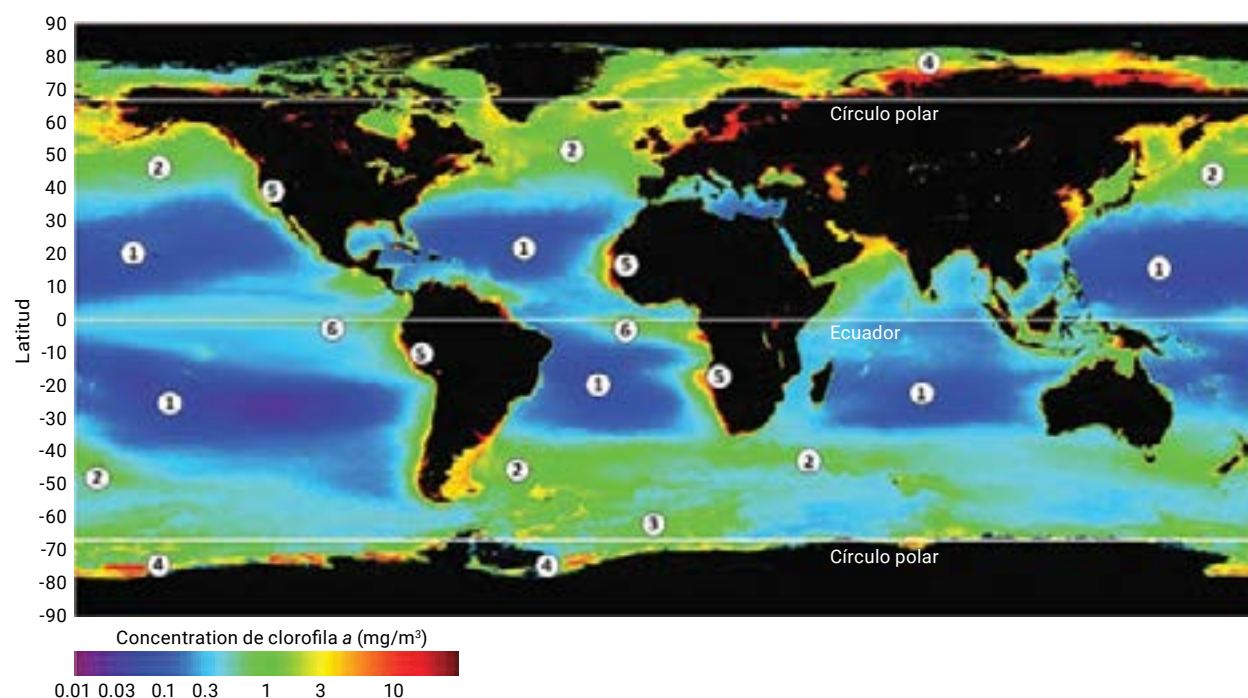
fracción cada vez más grande de la PPN, lo que da lugar a una disminución de las poblaciones de peces y a la exportación de carbono orgánico a las aguas profundas.

- Como consecuencia del aumento de las temperaturas de la capa superior de los océanos en latitudes altas, la distribución

espacial de las especies de copépodos en el Atlántico Norte se ha ampliado a latitudes más altas y los máximos estacionales de abundancia de las especies de agua templada se están produciendo en momentos más tempranos del año.

3. Regiones analizadas en la presente *Evaluación Mundial de los Océanos*

Concentración media de clorofila *a* en la superficie marina (1977-2010) y las seis regiones analizadas en el presente informe



Fuente: adaptado de Sundby et al. (2016).

Nota: 1, giros centrales; 2, regiones de proliferación primaveral de alta latitud; 3, región circumpolar antártica; 4, región de hielo marino polar; 5, región de surgencia costera; y 6, región de surgencia ecuatorial (en azul: $< 0,1 \text{ mg m}^{-3}$; en verde: $0,1$ a $1,0 \text{ mg m}^{-3}$; en amarillo: 1 a 3 mg m^{-3} ; y en rojo: $> 3 \text{ mg m}^{-3}$).

La PPN de fitoplancton varía regionalmente (Behrenfeld et al., 2006; Uitz et al., 2010; Malone et al., 2017), y, por ello, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático ha dividido los océanos mundiales en regiones (Hoegh-Guldberg y Poloczanska, 2017). De las siete regiones definidas por el Grupo Intergubernamental de Expertos, en la presente sección se analizan las que representan sistemas de alta y baja latitud, sistemas en los que el principal aporte de nutrientes procede de aguas profundas a través de la mezcla vertical o la surgencia y sistemas que presentan una amplia gama de estados tróficos⁵ (que no reflejan los aportes terrestres de nutrientes).

⁵ Desde las regiones oligotróficas con bajas concentraciones medias anuales de clorofila *a* ($< 0,1 \text{ mg m}^{-3}$) hasta las regiones eutróficas con concentraciones medias relativamente altas (1 a 30 mg m^{-3}).

Las seis regiones analizadas (numeradas como en la figura que puede verse más abajo) son las siguientes:

1. Los cinco giros centrales subtropicales, los mayores biomas de la capa superior de los océanos (en torno al 40 % de la superficie de los océanos y el 22 % de la PPN anual de los océanos);
2. Regiones de proliferación primaveral de alta latitud (en torno al 25 % de la superficie de los océanos y el 43 % de la PPN anual de los océanos);
3. Región circumpolar antártica del océano Austral (en torno al 12 % de la superficie de los océanos y aproximadamente el 9 % de la PPN anual de los océanos);
4. Regiones polares de hielo marino de los océanos Ártico y Austral (en torno al 4 % de la superficie de los océanos y entre el 1 % y el 2 % de la PPN anual de los océanos);
5. Regiones de surgencia costeras (en torno al 2 % de la superficie de los océanos y el 7 % de la PPN anual de los océanos);
6. Regiones de surgencia ecuatoriales (en torno al 8 % de la superficie de los océanos y el 9 % de la PPN anual de los océanos).

En conjunto, esas seis regiones abarcan el 90 % de la superficie de los océanos y representan el 90 % de la PPN de los océanos.

4. Estimación de la diversidad del plancton

4.1. Diversidad de las especies

No es posible en este momento hacer estimaciones precisas de la diversidad de las especies de plancton a nivel regional y mundial sobre la base del examen microscópico de muestras oceánicas, debido a la grave insuficiencia del muestreo⁶ (Appeltans *et al.*, 2012), el número que aumenta rápidamente de especies crípticas⁷ reveladas por la metagenómica (Delong, 2009; Goetze, 2010; Lindeque *et al.*, 2013; Harvey *et al.*, 2017), los estadios larvales del zooplancton que carecen de características de diagnóstico claras (Bucklin *et al.*, 2016) y la falta de consenso entre los microbiólogos sobre la definición de las especies (Amaral-Zettler *et al.*, 2010). El problema del muestreo insuficiente solo puede solucionarse aumentando la resolución espacial y temporal del muestreo. En este sentido, debe resaltarse la importancia de ampliar y mantener el apoyo a la Alianza Mundial de Levantamiento Continuo de Muestreo de Plancton (Batten *et al.*, 2019) y

a la elaboración de un sistema integrado de observación de la vida en los océanos (Canonico *et al.*, 2019).

4.2. Diversidad funcional

La agrupación de los organismos en grupos funcionales que comparten características comunes (tamaño y funciones ecológicas) puede ser más útil desde el punto de vista ecológico que las agrupaciones taxonómicas (Litchman *et al.*, 2010; Mitra *et al.*, 2016). La gama de tamaños del plancton abarca más de siete órdenes de magnitud (Boyce *et al.*, 2015; Sommer *et al.*, 2017) y se refleja en las vías por las que la PPN de fitoplancton se recicla en la capa superior de los océanos, se canaliza a las pesquerías o se exporta al interior del océano por medio de la bomba biológica (Ward *et al.*, 2012; Acevedo-Trejos *et al.*, 2018). El plancton se ha clasificado según el tamaño, dividiéndolo en picoplancton (0,2 a 2 μm), nanoplancton (2 a 20 μm), microplancton (20 a 200 μm), meso-

⁶ Las mediciones son demasiado escasas en el tiempo y el espacio para estimar con precisión la biodiversidad del plancton a nivel regional y mundial.

⁷ Especies genéticamente distintas (según las unidades taxonómicas operacionales) que no muestran claras diferencias morfológicas. Dichas unidades se utilizan para estimar la riqueza de las especies sobre la base de las diferencias genéticas (Caron *et al.*, 2009).

plancton (200 μm a 20 mm), macroplancton (20 a 200 mm) y megaloplancton (> 200 mm) (Sieburth et al., 1978; Sommer et al., 2017). En el nivel de las principales cuencas oceánicas, la biomasa de fitoplancton y la fracción de fitoplancton de gran tamaño aumentan generalmente a medida que se incrementa la disponibilidad de nutrientes inorgánicos disueltos, una pauta que refleja la importancia del suministro de nutrientes como parámetro de la PPN de fitoplancton y la composición de la comunidad (Mousing et al., 2018).

Desde un punto de vista funcional, las redes alimentarias marinas pueden dividirse en dos categorías según su tamaño (Fenchel, 1988; Pomeroy et al., 2007):

- a) Las redes alimentarias microbianas pobladas por picofitoplancton y nanofitoplancton, bacterias heterótrofas y consumidores de protozoos, que son mantenidas principalmente por la PPN de picofitoplancton (incluida la liberación de materia orgánica

disuelta por los productores y consumidores primarios);

- b) Las redes alimentarias de metazoos pobladas por microfitoplancton y metazoos planctónicos, que se sostienen principalmente por la productividad del microfitoplancton y las redes alimentarias microbianas.

Las redes alimentarias microbianas representan la mayor parte de la biomasa viva y del reciclaje de nutrientes en el océano (Del Giorgio y Duarte, 2002; Sunagawa et al., 2015), mientras que las redes alimentarias de metazoos sostienen la mayoría de las pesquerías y la bomba biológica (Legendre y Michaud, 1998; Sommer et al., 2002). Así pues, es probable que los cambios del equilibrio entre esas dos redes alimentarias tengan importantes repercusiones en la prestación de servicios ecosistémicos (Müren et al., 2005; Worm et al., 2006; Sommer et al., 2016).

5. Plancton microbiano

5.1. Fitoplancton

Entre los principales taxones en cuanto a su contribución a la PPN mundial figuran las cianobacterias procariotas y las diatomeas eucariotas, los coccolitóforos y las clorofitas (Not et al., 2007; Simon et al., 2009; Uitz et al., 2010; Flombaum et al., 2013).

5.1.1. Diversidad y grupos funcionales del fitoplancton

Se han reconocido cinco grupos funcionales de fitoplancton sobre la base de su tamaño y su papel en las redes alimentarias pelágicas y los ciclos de nutrientes (Chisholm, 1992; Le Quére et al., 2005; Marañón et al., 2012): picoplancton fotosintético; microplancton silicificante; nanoplancton calcificante; mesoplancton fijador de nitrógeno; y nanoplancton productor de sulfuro de dimetilo. A los efectos del presente subcapítulo, se ha añadido a esta lista el microplancton tóxico. Los cambios de la abundancia

relativa, la productividad y la toxicidad de esos grupos funcionales tienen repercusiones significativas en su capacidad de sustentar los servicios ecosistémicos.

5.1.1.1. Picoplancton

El picoplancton incluye dos géneros de cianobacterias (*Prochlorococcus* y *Synechococcus*) y un conjunto diverso de picoeucariotas de varios filos (Not et al., 2007; Kirkham et al., 2013). Es omnipresente a nivel mundial, representa en torno al 50 % de la PPN de los océanos (Agusti et al., 2019) y sustenta las redes alimentarias microbianas (Marañón et al., 2001, 2015). Se estima que el *Prochlorococcus* representa entre el 17 % y el 39 % de la biomasa de picoplancton a nivel mundial, el *Synechococcus* entre el 12 % y el 15 % y las picoeucariotas entre el 49 % y el 62 % (Buitenhuis et al., 2012). El *Prochlorococcus* predomina en el fitoplancton en aguas cálidas (> 15 °C) y pobres en nutrientes (Chisholm, 2017). El *Synechococcus*

tiene una distribución más amplia y uniforme y es más abundante que el *Prochlorococcus* en condiciones ricas en nutrientes y menos cálidas (Follows et al., 2007; Flombaum et al., 2013). Las picoeucariotas tienden a aumentar en abundancia con el incremento de los niveles de nutrientes y a menudo son el elemento dominante del fitoplancton en las latitudes altas (Li, 1994; Worden y Not, 2008; Kirkham et al., 2013). Esos organismos exhiben niveles extraordinarios de diversidad genómica, que subyacen a su amplia distribución geográfica (Vaulot, 2008; Kent et al., 2016).

5.1.1.2. Microplancton silicificante: diatomeas

Las diatomeas predominan en el microfitoroplancton en aguas frías, turbulentas y ricas en nutrientes (Malone, 1980; Rouseaux y Gregg, 2015). Representan entre el 40 % y el 50 % de la PPN marina mundial, sustentan las redes alimentarias de los metazoos y forman en torno al 40 % de las exportaciones de carbono realizadas a través de la bomba biológica (Honjo et al., 2014; Tréguer et al., 2018). Las diatomeas, por lo tanto, desempeñan un papel importante en el ciclo global del carbono.

5.1.1.3. Nanoplancton calcificante⁸

Los cocolitóforos (especialmente *Emiliania huxleyi*), omnipresentes a nivel mundial, funcionan como sumideros (fotosíntesis) y fuente (calcificación) de CO₂ y, por lo tanto, desempeñan un papel importante en el ciclo global del carbono (Sarmiento et al., 2002; Balch et al., 2016). *E. huxleyi* forma el "gran cinturón de calcita" que rodea la Antártida entre los frentes subantártico y polar (Balch et al., 2016; Nissen et al., 2018). Hay datos que indican que *E. huxleyi* produce más CaCO₃ biogénico que cualquier otro organismo de la Tierra (Igle-

sias-Rodríguez et al., 2002). La proliferación tiende a producirse después de la proliferación estacional de diatomeas (Brown y Yoder, 1994; Smith et al., 2017). *E. huxleyi* alberga un pangenoma con amplias variaciones genéticas, que hace posibles su distribución cosmopolita y su capacidad de proliferar en una amplia variedad de condiciones ambientales (Read et al., 2013).

5.1.1.4. Mesoplancton fijador de nitrógeno⁹

Las cianobacterias planctónicas representan cerca de la mitad de la fijación de N₂ de la Tierra (Karl et al., 2002; Landolfi et al., 2018) y son la mayor fuente de nitrógeno fijado en los océanos del mundo (Galloway et al., 2004; Gruber, 2004). El grupo incluye simbiontes unicelulares (asociaciones de diatomeas y diazótrofos) y géneros coloniales (p. ej., *Trichodesmium*) (Delmont et al., 2018; White et al., 2018). La mayor parte de la fijación de nitrógeno marino se lleva a cabo en los giros subtropicales (Gruber, 2019), donde el *Trichodesmium* es más abundante a temperaturas superiores a los 20 °C (Breitbarth et al., 2007; Monteiro et al., 2010).

5.1.1.5. Nanoplancton productor de propanoato de dimetilsulfonio¹⁰

Más del 90 % de las emisiones de sulfuro de dimetilo a la atmósfera proceden del propanoato de dimetilsulfonio producido en el océano, en su mayor parte por las primnesofíceas (p. ej., *Phaeocystis* spp. y *Emiliania huxleyi*) y dinofíceas (p. ej., *Prorocentrum minimum*) durante la proliferación (Keller et al., 1989; Bullock et al., 2017). El género *Phaeocystis* es cosmopolita y tiene un ciclo de vida que alterna entre el nanoplancton de vida libre (3 a 9 µm) y las grandes colonias gelatinosas (> 2 mm) (Schoemann et al., 2005). Estas últimas se forman durante las proliferaciones masivas de verano en

⁸ El plancton calcificante abarca taxones que crean conchas, esqueletos y otras estructuras utilizando carbonato de calcio. Se trata de un grupo taxonómicamente diverso que incluye especies de fitoplancton como los cocolitóforos, especies de zooplancton como los pterópodos y los estadios larvarios de moluscos bivalvos y equinodermos bentónicos.

⁹ La fijación de nitrógeno no se limita al mesozoplancton. Hay pruebas de que existen diazótrofos no cianobacterianos (bacterias y arqueas) en los océanos (Benavides et al., 2018).

¹⁰ El propanoato de dimetilsulfonio es el precursor biogénico del sulfuro de dimetilo, el cual constituye una gran fuente de azufre que se libera en la atmósfera de la Tierra, donde contribuye a impulsar la formación de nubes que bloquean la radiación solar, impiden que llegue a la superficie de la Tierra y la reflejan de nuevo al espacio.

las regiones de proliferación primaveral de alta latitud y durante las proliferaciones de verano en las regiones de hielo marino polar y en la región circumpolar antártica (Schoemann et al., 2005; Vogt et al., 2012). La proliferación de *Proocentrum minimum* se produce en regiones con niveles relativamente altos de aportaciones antropógenas de nutrientes y se prevé que su distribución mundial se amplíe, dado que las proyecciones indican que las aportaciones antropógenas de nutrientes se duplicarán con creces para 2050, a menos que se controlen más eficazmente las aportaciones a escala mundial (Glibert et al., 2008).

5.1.1.6. Microplancton productor de toxinas

De las 5.000 especies de fitoplancton marino existentes (Sournia et al., 1991), unas 80 especies aproximadamente tienen la capacidad de producir potentes toxinas que llegan a los seres humanos a través de los peces y el marisco (Hallegraeff et al., 2004). La mayoría de las especies tóxicas son dinoflagelados que causan intoxicación paralizante por mariscos (p. ej., *Alexandrium* spp.), intoxicación diarreica por mariscos (p. ej., *Dinophysis* spp.), intoxicación neurotóxica por mariscos (p. ej., *Karenia* spp.), intoxicación por mariscos contaminados con azaspirácidos (p. ej., *Protoperidinium crasipes*) e intoxicación por peces ciguatos (p. ej., *Gambierdiscus toxicus*). Un género de diatomeas (*Pseudo-nitzschia* spp.) causa también la intoxicación amnésica por mariscos (Lelong et al., 2012). El microplancton productor de toxinas tiene una distribución cosmopolita (Hallegraeff et al., 2004).

5.2. Consumidores de protozoos

La mayoría de los protozoos heterótrofos pertenecen por su tamaño a las categorías de nanozooplancton y microzooplancton y son grandes consumidores de las redes alimentarias microbianas e importantes vínculos con las redes alimentarias de metazoos (Landry y Calbet, 2004; Mitra et al., 2016). Su diversidad puede describirse en términos de tres configu-

raciones corporales básicas que determinan en gran medida sus funciones ecológicas: las formas ameboideas, flageladas y ciliadas (Fuhrman y Caron, 2016).

Los foraminíferos ameboides son más abundantes en las regiones de alta latitud de proliferación primaveral y menos abundantes en los giros subtropicales (Berger, 1969). Son los principales productores de conchas calcáreas marinas depositadas en el fondo del océano (Schiebel y Hemleben, 2005). Los radiolarios son comunes en la zona eufótica de las regiones oceánicas tropicales y subtropicales de todo el mundo y mucho menos abundantes en la surgencia costera, la proliferación primaveral de alta latitud y las regiones polares (Caron y Swanberg, 1990).

Los nanoflagelados heterótrofos son los consumidores de protozoos más abundantes y controlan la abundancia de bacterioplancton (Fenchel, 1982; Massana y Jürgens, 2003). Si bien los nanoflagelados son importantes consumidores de picofitoplancton en los hábitats oligotróficos, los microflagelados heterótrofos (p. ej., los dinoflagelados) también pueden ser importantes consumidores de microfitoplancton, incluidas las diatomeas que proliferan (Sherr y Sherr, 2007; Calbet, 2008).

Se ha estimado que el microzooplancton (dinoflagelados y ciliados) se alimentan de más de la mitad de la PPN diaria de fitoplancton mundial y ejercen un importante control descendente sobre la proliferación de fitoplancton en los ecosistemas desde el océano Austral (Swailethorp et al., 2019) y la parte occidental del océano Ártico (Sherr et al., 2009) hasta los ecosistemas costeros templados (Pierce y Turner, 1992).

5.3. Arqueas y bacterias heterótrofas

Las agrupaciones de bacterias suelen estar dominadas por un pequeño número de filotipos¹¹ (Yooseph et al., 2010), de los cuales los 20 más abundantes pertenecen a uno de cuatro grupos (Amaral-Zettler et al., 2010; Luo y

¹¹ Un grupo de organismos genéticamente similares que pueden agruparse en diferentes niveles taxonómicos, como especie, familia, clase o filo.

Moran, 2014): α -proteobacterias (SAR 11, rodobacterias), γ -proteobacterias (SAR86), bacteroidetes (flavobacterias) y actinobacterias. Las más abundantes son las α -proteobacterias (Lefort y Gasol, 2013; Giovannoni, 2017). La riqueza de especies tiende a disminuir hacia los polos, tanto en el reino animal como en el vegetal (Wietz et al., 2010).

Hay cuatro grupos principales de arqueas (grupos marinos I a IV) que son abundantes en los océanos (Church et al., 2003; Danovaro et al., 2017). Las arqueas del grupo marino I están entre las más abundantes y ampliamente distribuidas, desde las aguas polares hasta las tropicales (Karner et al., 2001; Santoro et al., 2019). Aunque las bacterias tienden a superar en número a las arqueas, estas contribuyen de manera significativa a la biomasa microbiana en aguas profundas (Danovaro et al., 2015).

5.4. Virus

Los virus desempeñan papeles importantes en las redes alimentarias marinas y en el reciclado

de nutrientes mediante su control de la abundancia de poblaciones microbianas y la liberación de materia orgánica disuelta a través de la lisis celular (Rohwer y Thurber, 2009; Sieradzki et al., 2019). Los virus, incluidos los viriones de vida libre, son las entidades biológicas más abundantes en los océanos y constituyen una importante reserva de diversidad genética (Suttle, 2007; Simmonds et al., 2017). La mayoría de los virus son bacteriófagos (Coutinho et al., 2017) y existe una correlación entre su abundancia y la abundancia de bacterias a escala regional y mundial (Fuhrman y Caron, 2016). Los análisis metagenómicos indican que hay miles de viriones diferentes en unos pocos litros y que los genotipos más abundantes representan una fracción relativamente pequeña de todo el conjunto (Breitbart et al., 2004; Angly et al., 2006). Sin embargo, a pesar de esos y otros avances recientes de la metagenómica, es evidente que esto es solo la "punta del iceberg" en lo que respecta a la biodiversidad viral (Paez-Espino et al., 2019).

6. Zooplancton de metazoos

6.1. Holoplancton¹²

El holoplancton de metazoos ha sido descrito utilizando 15 filos (Bucklin et al., 2010; Wiebe et al., 2010). En conjunto, presenta diversos tipos de alimentación (Kiørboe, 2011), desde los animales que se alimentan por filtración (p. ej., copépodos, eufausiáceos y tunicados) hasta los depredadores pasivos de emboscada (p. ej., ctenóforos y algunos pterópodos) y los depredadores activos de emboscada (p. ej., quetognatos y algunos anfípodos). Al igual que sucede con otros grupos de animales, la diversidad del holozooplancton tiende a disminuir al acercarse a los polos (Lindley y Batten, 2002; Burridge et al., 2017). La diversidad también tiende a ser mayor cuando los niveles de biomasa son bajos (p. ej., en los giros subtropicales) y menor cuando los niveles de biomasa

son altos (p. ej., en las surgencias costeras y las regiones de proliferación primaveral de alta latitud) (Naciones Unidas, 2017b).

6.1.1. Crustáceos

Alrededor de la mitad de las especies conocidas de holoplancton son crustáceos (Verity y Smetacek, 1996; Naciones Unidas, 2017b). Los copépodos son, con mucho, los más abundantes y constituyen un vínculo trófico clave entre el fitoplancton y la pesca (p. ej., Möllmann et al., 2003; Beaugrand, 2005). Si bien la abundancia de copépodos suele ser mayor en las regiones en que se genera estacionalmente una elevada PPN, la diversidad biológica normalmente es mayor en las regiones de aguas cálidas en que la PPN es relativamente baja (Rombouts et al., 2009; Valdés et al., 2017).

¹² Especies que viven como plancton durante todo su ciclo de vida.

Los eufausiáceos (kril), que forman casi 100 especies documentadas (Baker et al., 1990), están presentes en todos los océanos del mundo y, al igual que los copépodos, son más abundantes durante los períodos de alta productividad del fitoplancton (Baker et al., 1990). Son especialmente abundantes en el océano Austral, donde desempeñan un papel crucial en la red alimentaria y son un objetivo para la pesca (Mangel y Nicol, 2000; Boopendranath, 2013).

Se han descrito unas 200 especies de ostrácodos planctónicos (Angel et al., 2007) y unas 300 especies de anfípodos hipéridos¹³ (Vinogradov, 1996; Boltovskoy et al., 2003). La riqueza de especies de ostrácodos tiende a ser mayor en la zona mesopelágica de latitudes bajas (< 50 ° de latitud norte) y en la zona epipelágica de latitudes más altas. La mayoría de los hipéridos pasan al menos parte de su ciclo de vida viviendo como comensales de salpas, medusas, ctenóforos o sifonóforos (Madin y Harbison, 1977; Gasca y Haddock, 2004), y su riqueza de especies es mayor en las regiones donde el zooplancton gelatinoso es más abundante.

6.1.2. Zooplancton gelatinoso

Este grupo diverso incluye cnidarios (medusas)¹⁴ ctenóforos (peines de mar), quetognatos (gusanos flecha), tunicados (salpas, doliólidos y apendicularias) y moluscos (pterópodos y heterópodos) (Alldredge, 1984; Jennings et al.,

2010). En conjunto, los tunicados están bien adaptados a la vida en los océanos oligotróficos, donde su diversidad y abundancia suelen ser mayores que las de los crustáceos planctónicos (Alldredge y Madin, 1982; Madin y Harbison, 2001). La riqueza de especies es mayor en el caso de las medusas (más de 1.000 especies) (Purcell et al., 2007; Pitt et al., 2018), seguidas de los moluscos (250 especies) (Jennings et al., 2010), los ctenóforos (200 especies) (Harbison, 1985; Madin y Harbison, 2001), los tunicados (145 especies) (Deibel y Lowen, 2012) y los quetognatos (100 especies) (Daponte et al., 2004).

6.2. Meroplancton

El meroplancton es un estado larvario de los adultos bentónicos y pelágicos (p. ej., los mariscos y los peces) y, por lo tanto, es un miembro temporal del plancton. Su contribución a la diversidad del plancton se produce de forma episódica o estacional, y su abundancia en relación con el holoplancton disminuye a medida que aumentan la profundidad y la latitud (Silberberger et al., 2016; Costello y Chaudhary, 2017). La distribución, la diversidad y la fertilidad de los adultos que tienen un estadio larvario planctónico están inextricablemente vinculadas a la abundancia y la diversidad de sus larvas meroplanctónicas que, a su vez, influyen en la distribución y la diversidad de su estadio adulto (Miron et al., 1995; Hughes et al., 2000).

7. Tendencias documentadas

7.1. Mundiales

El estudio de una serie cronológica satelital (1998 a 2015) de la clorofila a de la superficie del mar aún no ha revelado ninguna tendencia a largo plazo de la PPN a escala mundial (Gregg et al., 2017). Sin embargo, la biomasa

de diatomeas de microplancton ha disminuido en relación con el picofitoplancton en la mayoría de las regiones durante el período analizado (Rousseaux y Gregg, 2015; Gregg et al., 2017), tendencia que parece estar relacionada con el calentamiento de la capa superior de los océa-

¹³ Un orden de anfípodos que es exclusivamente marino.

¹⁴ Aunque las medusas tienen un ciclo de vida formado por una etapa de pólipo bentónico y una etapa de medusa planctónica, se consideran holoplancton porque la etapa de reproducción sexual (medusa) es planctónica.

nos, el aumento de la estratificación vertical¹⁵, y la disminución de los suministros de nutrientes procedentes de aguas profundas (Daufresne et al., 2009; Basu y Mackey, 2018).

Una comparación de los sucesos tóxicos conocidos en 1970 con los observados en 2017¹⁶ sugiere que ha aumentado la frecuencia de los efectos de los sucesos tóxicos en la salud pública y la economía y que estos efectos se han extendido a nivel mundial (Hallegraeff et al., 2004):

- Los casos de intoxicación paralizante por mariscos provocada por *Alexandrium tamarense* y *A. catenella* aumentaron de 19 ubicaciones costeras (incluidas 12 en América del Norte y 4 en Europa Occidental) a 118 ubicaciones costeras (incluidas 26 en América del Norte, 25 en Europa Occidental, 36 en el Pacífico occidental, 9 en Australia y Nueva Zelanda, 7 en América del Sur, 7 en África y 4 en la India).
- Los casos de intoxicación diarreaica por mariscos provocada por *Dinophysis* spp. aumentaron de 15 ubicaciones costeras (incluidas 13 en Europa Occidental) a 71 ubicaciones costeras (8 en América del Norte, 37 en Europa Occidental, 9 en América del Sur, 7 en Australia y Nueva Zelanda, 6 en el Japón y 4 en la India).
- Los casos de intoxicación amnésica por mariscos provocada por *Pseudo-nitzschia* spp. aumentaron de 1 ubicación costera en América del Norte a 31 ubicaciones costeras (incluidas 12 en América del Norte, 9 en Europa Occidental y 9 en Australia y Nueva Zelanda).

Si bien hay motivos para sospechar que los efectos combinados del aumento de la eutrofización costera, la temperatura de la superficie del mar y la estratificación vertical pueden favorecer el crecimiento de los dinoflagelados,

las causas subyacentes de esas tendencias siguen siendo objeto de especulación (Wells et al., 2015).

El calentamiento de la capa superior de los océanos está influyendo en la biogeografía y la fenología de las especies de plancton (Hays et al., 2005; Thackeray et al., 2010; Mackas et al., 2012). En promedio, los picos estacionales de primavera de la biomasa han avanzado 4,4 días por decenio, con un error cuadrático medio de 0,7 días, y los extremos de las distribuciones de las especies se han extendido hacia los polos 72 km por decenio (1920 a 2010), con un error cuadrático medio de 0,35 km (Hoeft-Guldberg et al., 2014). Si bien se han producido grandes cambios tanto de la biogeografía como de la fenología del holoplancton en respuesta al calentamiento de la capa superior de los océanos, los cambios registrados del meroplancton son relativamente pequeños en su distribución pero mayores en cuanto a la fenología (Edwards y Richardson, 2004) y probablemente tengan efectos de retroalimentación en la abundancia de las poblaciones adultas.

7.2. Regiones de hielo marino polar

7.2.1. Océano Austral

No se ha documentado ninguna tendencia interanual significativa de la PPN en el Océano Austral en su conjunto (Arrigo et al., 2008). Sin embargo, tendencias opuestas de la PPN en el mar de Ross (en aumento) y en la península Antártica Occidental (en disminución) coincidieron con aumentos (mar de Ross) y disminuciones (península Antártica Occidental) de la extensión del hielo marino¹⁷ (Montes-Hugo et al., 2009; Ducklow et al., 2013). La disminución de la PPN estaba asociada a un cambio en la gama de tamaños del fitoplancton, que pasó de las agrupaciones con prevalencia del microplancton (diatomeas) a las de nanoplanc-

¹⁵ Una columna de agua se estratifica verticalmente cuando se desarrolla una masa de agua menos densa (debido a un aumento de la temperatura, una disminución de la salinidad o ambas cosas) sobre aguas más profundas y densas. Este proceso limita la mezcla entre la capa homogénea de la superficie y las profundidades oceánicas.

¹⁶ Oficina Nacional de los Estados Unidos para las Proliferaciones de Algas Dañinas, "Distribution of HABs throughout the World". Se puede consultar en www.whoi.edu/website/redtide/regions/world-distribution.

¹⁷ Véase Michon Scott y Kathryn Hansen, "Sea ice", Earth Observatory, 16 de september de 2016.

ton y picoeucariotas a medida que aumentaba la temperatura de la superficie marina (Moline et al., 2004; Montes-Hugo et al., 2009). El calentamiento y el cambio a un fitoplancton más pequeño también está asociado a una ampliación de la distribución de *Emiliania huxleyi* desde la región circumpolar antártica hasta la región de hielo marino polar (Cubillos et al., 2007).

Las variaciones interanuales de la extensión del hielo marino frente a la Península Antártica también parecen reflejarse en la abundancia relativa de dos especies dominantes de organismos que se alimentan del fitoplancton: el kril (*Euphausia superba*) y las salpas (*Salpa thompsoni*). El reclutamiento de kril, que depende de la supervivencia de las larvas de kril durante el invierno, es el parámetro poblacional que con mayor probabilidad se verá alterado por el cambio climático (Flores et al., 2012). Se ha comprobado que *E. superba* era más abundante después de los inviernos en los que había una extensa capa de hielo marino, mientras que las salpas eran más abundantes después de los inviernos en los que la extensión espacial del hielo marino era relativamente reducida (Loeb et al., 1997). De esta forma, si bien las poblaciones de kril pueden haber sufrido a causa de la disminución del hielo marino, las salpas parecen haberse beneficiado del calentamiento de las aguas superficiales durante el siglo XX (Loeb y Santora 2012). La disminución observada en la extensión del hielo marino augura un cambio a largo plazo desde una red alimentaria en que predomina *E. superba* a otra en que predominan las salpas, con efectos en cascada desconocidos sobre la abundancia de depredadores vertebrados (Henschke et al., 2016).

7.2.2. Océano Ártico

El océano Ártico está en proceso de transición a un estado más cálido (cf. Buchholz et al., 2010). A diferencia de lo que ha sucedido

en la Antártida, la extensión del hielo marino ha disminuido (1998 a 2015) en todos los sectores del Ártico debido al aumento de la temperatura de la superficie del mar (Kahru et al., 2016), tendencia que está asociada al aumento de la PPN (Arrigo y van Dijken, 2011; Hill et al., 2017) y los aumentos de la biomasa de picoeucariotas a expensas de las diatomeas del microplancton a medida que aumentaba la estratificación vertical de la columna de agua (Li et al., 2009).

Al igual que en las aguas costeras de la península Antártica Occidental, el kril es una presa importante para varias especies, incluidos los eperlanos. Entre 1984 y 1992 y entre 2007 y 2015, la abundancia de kril aumentó en las zonas sudoccidental y central del mar de Barents, a pesar de la elevada depredación de los eperlanos, probablemente como resultado del aumento de las temperaturas, la mayor advección de kril hacia el mar de Barents (Slagstad et al., 2011) y los incrementos en la PPN del fitoplancton (Dalpadado et al., 2014). El calentamiento también ha influido en la abundancia relativa de las especies de kril, ya que la especie boreal *Meganyctiphanes norvegica* está aumentando y la especie de agua fría *Thysanoessa raschii* está disminuyendo (Rasmusen, 2018).

7.3. Región de proliferación primaveral de alta latitud del Atlántico Norte

En las aguas estacionalmente ricas en nutrientes de la región de proliferación primaveral de alta latitud del Atlántico Norte, el calentamiento de la capa superior del océano y una configuración más temprana de la picnoclina estacional¹⁸ se combinan para aumentar la duración de la estación de crecimiento y la disponibilidad de la luz solar. Como resultado, la PPN ha ido aumentando en las últimas décadas (1979 a 2010) (Dalpadado et al., 2014; Raitsos et al.,

¹⁸ Una picnoclina es una zona vertical sobre la cual un aumento de la densidad separa una capa superficial de densidad relativamente baja de una capa más profunda de densidad relativamente alta. En la región de proliferación primaveral de alta latitud del Atlántico Norte empieza a formarse una picnoclina estacional cuando el calentamiento solar comienza a incrementar la temperatura de la capa superficial durante el final del invierno y el principio de la primavera, un proceso que aumenta la disponibilidad de energía solar para la fotosíntesis.

2014), una tendencia que se ha visto acompañada de aumentos de las picoeucariotas y los coccolitóforos en relación con las diatomeas (Li et al., 2009), una reducción del tamaño medio del fitoplancton y el zooplancton y un aumento de la diversidad biológica de los conjuntos de plancton (Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010; Edwards et al., 2013).

Las expansiones hacia los polos de las distribuciones de las especies de plancton en respuesta al calentamiento de la capa superior de los océanos están bien documentadas (Poloczanska et al., 2013), especialmente en el Atlántico Norte: *Emiliana huxleyi* hacia el mar de Barents (Smyth et al., 2004); *Calanus helgolandicus* en sustitución de *C. finmarchicus* en el mar del Norte (Edwards et al., 2013); y una expansión hacia los polos de la distribución de especies calcificantes de plancton (foraminíferos, coccolitóforos y pterópodos) (Beaugrand et al., 2013; Winter et al., 2014).

Las fenologías¹⁹ de las especies de fitoplancton y zooplancton también están cambiando en respuesta al calentamiento de la capa superior de los océanos (1958 a 2002). Por ejemplo, en el período entre 1958 y 2002, la abundancia estacional del copépodo *Calanus finmarchicus* en el Atlántico Norte comenzó a alcanzar su máximo en una estación más temprana del año, de modo que, al final del siglo, la abundancia alcanzaba su máximo unos 10 días antes que anteriormente, mientras que su alimento (dinoflagelados y diatomeas de microplankton) alcanzaba su propio máximo unos 30 días antes (Edwards y Richardson, 2004). De forma similar, la proliferación de diatomeas en el mar del Norte se está produciendo antes en el año que la de los organismos del macrozooplancton que se alimentan de ellas (Hays et al., 2005). Esa desvinculación de los niveles tróficos también se ha documentado en el mar Báltico, donde la duración de la estación de crecimiento aumentó a razón de 4,5 días por año en el período de 1988 a 2017, lo que dio lugar a una proliferación más temprana en primavera, una prolongación del mínimo de bio-

masa en verano y una proliferación más tardía y prolongada en otoño (Wasmund et al., 2019).

7.4. Zonas de surgencia

La producción de diatomeas ha ido en aumento (1996 a 2011) en los sistemas de surgencia limítrofes orientales (Kahru et al., 2012), mientras que la PPN aumentó en la surgencia ecuatorial del Pacífico (Chávez et al., 2011), al parecer debido a los incrementos de la surgencia (Tim et al., 2016). Sin embargo, la acidificación del océano en los sistemas de surgencia costera está demostrando ser corrosiva para las conchas de los pterópodos (*Limacina helicina*) (Bednaršek et al., 2014). A medida que disminuye la idoneidad del hábitat para los pterópodos, es probable que las redes alimentarias de los metazoos se vean afectadas (Bednaršek et al., 2012; Lischka et al., 2011), y es probable que la acidificación tenga un efecto similar en los océanos Austral y Ártico (Comeau et al., 2009; Negrete-García et al., 2019).

7.5. Giros subtropicales

Debido en gran parte a la disminución de las diatomeas y las clorofitas (Gregg et al., 2017), se ha documentado una significativa tendencia a la baja de la clorofila *a* (1998 a 2013) en todos los giros, salvo en el Pacífico Sur (Signorini et al., 2015). Las mayores tasas de disminución se registraron en el hemisferio norte y las menores en el Atlántico Sur y el océano Índico, tendencias que corresponden a expansiones de los giros en los océanos Atlántico y Pacífico Norte (Polovina et al., 2008).

Se observaron tendencias descendentes de la PPN en los cinco giros, que coincidieron con el calentamiento de la capa superior de los océanos y con la disminución del tamaño de las células de fitoplancton (Polovina y Woodworth, 2012). Esto último es coherente con los aumentos observados de la abundancia relativa de *Prochlorococcus* y *Synechococcus* (Flombaum et al., 2013; Agusti et al., 2019), tenden-

¹⁹ Las fenologías se refieren al momento en que se producen los acontecimientos biológicos en las vidas de plantas y animales (p. ej., la reproducción y la migración) en relación con los cambios de estación y de clima.

cias que muy probablemente reflejan tanto el incremento de la temperatura (Daufresne et al., 2009; Morán et al., 2010) como la disminución del suministro de nutrientes a medida

que la zona eufótica se aísla más de las aguas profundas ricas en nutrientes (Marañón et al., 2015; Sommer et al., 2016).

8. Perspectivas

Se prevé que el cambio climático siga provocando alteraciones durante el siglo XXI en la capa superior de los océanos que afectarán a la diversidad y la productividad de los conjuntos de plancton a nivel regional y mundial. Entre ellas figuran la expansión de los giros subtropicales (Polovina et al., 2011), el calentamiento y la acidificación de los océanos, la disminución de la salinidad, el aumento de la estratificación vertical y la disminución de los suministros de nutrientes inorgánicos a la zona eufótica del mar abierto (Bopp et al., 2013). Las respuestas biológicas previstas a esas alteraciones a escala mundial son, entre otras, las siguientes:

- a) Es probable que la PPN disminuya y la abundancia relativa de picofitoplancton aumente (Daufresne et al., 2009; Morán et al., 2010) a expensas de las diatomeas del microplancton (Bopp et al., 2005; Moore et al., 2018);
- b) Es probable que estas tendencias se propaguen a través de las redes alimentarias, lo que se traducirá en una disminución de la capacidad máxima de los océanos para la pesca (Worm et al., 2006; Chust et al., 2014) y de su capacidad de secuestrar carbono mediante la bomba biológica (Boyd, 2015);
- c) La expansión de los giros subtropicales podría promover aumentos de la fijación de N₂ (Boatman et al., 2017; Follett et al., 2018), una tendencia que podría perturbar aún más el ciclo mundial del nitrógeno (Jiang et al., 2018);
- d) Las redes alimentarias de plancton en los océanos polares y las zonas de surgencia costera serán las más afectadas por la acidificación del océano debido a la alta solu-

bilidad del CO₂ en aguas frías (Bednaršek et al., 2014; Gardner et al., 2018).

Se prevé que durante el siglo XXI se produzcan excepciones regionales en dirección a los polos desde los giros subtropicales como consecuencia de los cambios ambientales en la zona eufótica, incluidos los aumentos de la disponibilidad de la luz solar a medida que la capa homogénea de la superficie se hace menos profunda en entornos ricos en nutrientes (promoviendo aumentos de la PPN), se va calentando y registra una disminución de su salinidad (favoreciendo el crecimiento de fitoplancton pequeño) (Tréguer et al., 2018). Cabe mencionar estos ejemplos notables:

- a) Un aumento de la PPN y una disminución del tamaño del fitoplancton en el océano Ártico (Mueter et al., 2009; Kahru et al., 2011; Dalpadado et al., 2014);
- b) Aumentos de la PPN, la producción de exportación y la abundancia de diatomeas durante la primera mitad del siglo en la región de hielo marino polar de la Antártida (Bopp et al., 2001; Kaufman et al., 2017; Moore et al., 2018);
- c) Expansión de la distribución de *Emiliania huxleyi* en los océanos polares (Winter et al., 2014) y aumento de la frecuencia de la proliferación de cocolitóforos en las regiones de proliferación primaveral de alta latitud (Bopp et al., 2013; Rivero-Calle et al., 2015);
- d) Un aumento de la PPN y una disminución de la abundancia relativa de diatomeas en la región de proliferación de alta latitud del Atlántico Norte (Bopp et al., 2005, 2013; Sundby et al., 2016).

Las proyecciones de las futuras tendencias de la PPN en las zonas de surgencia costeras son menos seguras debido a la incertidumbre sobre la forma en que se producirán las interacciones entre el aumento de los vientos favorables a la surgencia (aumentos de la surgencia, la PPN y la abundancia relativa de las diatomeas) y el calentamiento de la capa superior de los océanos (disminuciones de la surgencia, la PPN y la abundancia relativa de las

diatomeas) (Chávez et al., 2011; García-Reyes et al., 2015).

En este contexto, es necesario destacar que el presente análisis de los efectos del cambio climático en las comunidades de plancton no considera la adaptación transgeneracional a los cambios provocados por el clima en el medio ambiente de la capa superior de los océanos (p. ej., Schlüter et al., 2014; Thor y Dupont, 2015).

Bibliografía

- Acevedo-Trejos, Esteban, et al. (2018). Phytoplankton size diversity and ecosystem function relationships across oceanic regions. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 285, No. 1879, pág. 20180621.
- Agusti, Susana, et al. (2019). Projected changes in photosynthetic picoplankton in a warmer subtropical ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 506.
- Allredge, A. L., y L. P. Madin (1982). Pelagic tunicates: unique herbivores in the marine plankton. *Bioscience*, vol. 32, No. 8, págs. 655 a 663.
- Allredge, Alice L. (1984). The quantitative significance of gelatinous zooplankton as pelagic consumers. En *Flows of Energy and Materials in Marine Ecosystems*, págs. 407 a 433. Boston (Massachusetts): Springer.
- Amaral-Zettler, Linda, et al. (2010). A global census of marine microbes. *Life in the World's Oceans: Diversidad, Distribution and Abundance*, págs. 223 a 245.
- Angel, Martin V., et al. (2007). Changes in the composition of planktonic ostracod populations across a range of latitudes in the North-este Atlantic. *Progress in Oceanography*, vol. 73, No. 1, págs. 60 a 78.
- Angly, Florent E., et al. (2006). The marine viromes of four oceanic regions. *PLoS Biology*, vol. 4, No. 11, e368.
- Appeltans, Ward, et al. (2012). The magnitude of global marine species diversity. *Current Biology*, vol. 22, No. 23, págs. 2189 a 2202.
- Arrigo, Kevin R., y Gert L. van Dijken (2011). Secular trends in Océano Ártico net primary production. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 116, No. C 9.
- Arrigo, Kevin R., et al. (2008). Primary production in the Southern Ocean, 1997–2006. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 113, No. C 8.
- Azam, Farooq, y Francesca Malfatti (2007). Microbial structuring of marine ecosystems. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 5, págs. 782–791.
- Baker, A. de C., et al. (1990). A practical guide to the euphausiids of the world. *British Museum (Natural History)*, vol. 96.
- Balch, William M., et al. (2016). Factors regulating the Great Calcite Belt in the Southern Ocean and its biogeochemical significance. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 30, No. 8, págs. 1124 a 1144.
- Bar-On, Yinon M., et al. (2018). The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 25, págs. 6506 a 6511.

- Basu, Samarpita, y 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., et al. (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, págs. 333 a 338.
- Beaugrand, Gregory, et al. (2013). Long-term responses of North Atlantic calcifying plankton to climate change. *Nature Climate Change*, vol. 3, págs. 263 a 267.
- Bednaršek, N., et al. (2012). Extensive dissolution of live pteropods in the Southern Ocean. *Nature Geoscience*, vol. 5, No. 12, págs. 881 a 885.
- _____ (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., et al. 2006. Climate-driven trends in contemporary ocean productivity. *Nature*, vol. 444, págs. 752 a 755. doi:10.1038/nature05317.
- Benavides M., et al. (2018). Deep into oceanic N₂ fixation. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 108. doi:10.3389/fmars.2018.00108.
- Berger, Wolfgang H. (1969). Ecologic patterns of living planktonic foraminifera. En *Deep Sea Research and Oceanographic Abstracts*, vol. 16: págs. 1 a 24. Elsevier.
- Blanchard, Julia L., et al. (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, págs. 2979 a 2989.
- Boatman, Tobias G., et al. (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, et al. (2003). Marine zooplanktonic diversity: a view from the South Atlantic. *Oceanologica Acta*, vol. 25, No. 5, págs. 271 a 278.
- Boopendranath, M. R. (2013). Antarctic krill—A keystone species of Antarctica. *Science India*, vol. 16, págs. 4 a 10.
- Bopp, Laurent, et al. (2001). Potential impact of climate change on marine export production. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 15, No. 1, págs. 81 a 99.
- _____ (2005). Response of diatoms distribution to global warming and potential implications: A global model study. *Geophysical Research Letters*, vol. 32, No. 19.
- _____ (2013). Multiple stressors of ocean ecosystems in the 21st century: projections with CMIP5 models. *Biogeosciences*, vol. 10, págs. 6225 a 6245.
- Boyce, Daniel G., et al. (2015). Spatial patterns and predictors of trophic control in marine ecosystems. *Ecology Letters*, vol. 18, No. 10, págs. 1001 a 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, et al. (2004). Diversidad 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, págs. 565 a 574.
- Breitbarth, Eike, et al. (2007). Physiological constraints on the global distribution of *Trichodesmium*? Effect of temperature on diazotrophy. *Biogeosciences*, vol. 4, No. 1, págs. 53 a 61.

- Brown, Christopher W., y James A. Yoder (1994). Coccolithophorid blooms in the global ocean. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 99, No. C 4, págs. 7467 a 7482.
- Buchholz, Friedrich, et al. (2010). Ten years after: krill as indicator of changes in the macro-zooplankton communities of two Ártico fjords. *Polar Biology*, vol. 33, No. 1, págs. 101 a 113.
- Bucklin, Ann, et al. (2010). A census of zooplankton of the global ocean. *Life in the World's Oceans: Diversidad, Distribution, and Abundance*, Edited by: McIntyre, A247 a 265.
- _____ (2016). Metabarcoding of marine zooplankton: prospects, progress and pitfalls. *Journal of Plankton Research*, vol. 38, No. 3, págs. 393 a 400.
- Buitenhuis, Erik Theodoor, et al. (2012). Picophytoplankton biomass distribution in the global ocean. *Earth System Science Data*, vol. 4, No. 1, págs. 37 a 46.
- Bullock, Hannah A., et al. (2017). Evolution of dimethylsulfoniopropionate metabolism in marine phytoplankton and bacteria. *Frontiers in Microbiology*, vol. 8, art. 637.
- Burridge, Alice K., et al. (2017). Diversidad and distribution of hyperiid amphipods along a latitudinal transect in the Atlantic Ocean. *Progress in Oceanography*, vol. 158, págs. 224 a 235.
- Calbet, Albert (2008). The trophic roles of microzooplankton in marine systems. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 65, No. 3, págs. 325 a 331.
- Canonico, Gabrielle, et al. (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, págs. 2806 a 2808.
- Caron, David A., y N. R. Swanberg (1990). The ecology of planktonic sarcodines. *Reviews in Aquatic Sciences*, vol. 3, págs. 147 a 180.
- Chavez, Francisco P., et al. (2011). Marine primary production in relation to climate variability and change. *Annual Review of Marine Science*, vol. 3, págs. 227 a 260.
- Chisholm, Sallie W. (1992). Phytoplankton Size. En *Primary Productivity and Biogeochemical Cycles in the Sea*, eds. Paul G. Falkowski, Avril D. Woodhead y Katherine Vivirito, págs. 213 a 237. Boston (Massachusetts): Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4899-0762-2_12.
- Chisholm, Sallie W. (2017). *Prochlorococcus*. *Current Biology*, vol. 27, No. 11, págs. R447 y R448.
- Church, Matthew J., et al. (2003). Abundance and distribution of planktonic Archaea and Bacteria in the waters oeste of the Antarctic Peninsula. *Limnology and Oceanography*, vol. 48, No. 5, págs. 1893 a 1902.
- Chust, Guillem et al. (2014). Biomass changes and trophic amplification of plankton in a warmer ocean. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 7, págs. 2124 a 2139.
- Comeau, S., et al. (2009). Impact of ocean acidification on a key Ártico pelagic mollusc (*Limacina helicina*). *Biogeosciences*, vol. 6, No. 9, págs. 1877 a 1882.
- Costello, Mark J., y Chhaya Chaudhary (2017). Marine biodiversity, biogeography, deep-sea gradients, and conservation. *Current Biology*, vol. 27, No. 11, págs. R511 a R527.
- Coutinho, Felipe H., et al. (2017). Marine viruses discovered via metagenomics shed light on viral strategies throughout the oceans. *Nature Communications*, vol. 8, art. 15955.
- Cubillos, J. C., et al. (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, págs. 47 a 54.
- Dalpadado, Padmini, et al. (2014). Productivity in the mar de Barents-response to recent climate variability. *PLoS One*, vol. 9, No. 5, e95273.

- Danovaro, R., et al. (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, págs. 81 a 90.
- Danovaro, Roberto, et al. (2017). Marine archaea and archaeal viruses under global change. *F1000Research*, vol. 6.
- Daponte, M. C., et al. (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, págs. 680 a 686.
- Daufresne, Martin, et al. (2009). Global warming benefits the small in aquatic ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 106, No. 31, págs. 12788 a 12793.
- Delong, E. F. (2009) The microbial ocean from genomes to biomes. *Nature*, vol. 459, págs. 200 a 206.
- Deibel, Don, y 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, págs. 358 a 369.
- Del Giorgio, Paul A., y Carlos M. Duarte (2002). Respiration in the open ocean. *Nature*, vol. 420, págs. 379 a 384.
- Delmont, Tom O., et al. (2018). Nitrogen-fixing populations of Planctomycetes and Proteobacteria are abundant in surface ocean metagenomes. *Nature Microbiology*, vol. 3, No. 7, págs. 804 a 813.
- De Vargas, Colombari, et al. (2015). Eukaryotic plankton diversity in the sunlit ocean. *Science*, vol. 348, No. 6237.
- Ducklow, Hugh W., et al. (2013). West Antarctic Peninsula: an ice-dependent coastal marine ecosystem in transition. *Oceanography*, vol. 26, No. 3, págs. 190 a 203.
- Edwards, Martin, et al. (2013). Impacts of climate change on plankton. *MCCIP Science Review*, vol. 2013, págs. 98 a 112.
- Edwards, Martin, y Anthony J. Richardson (2004). Impact of climate change on marine pelagic phenology and trophic mismatch. *Nature*, vol. 430, págs. 881 a 884.
- Fenchel, T. (1982). Ecology of heterotrophic microflagellates. IV. Quantitative occurrence and importance as bacterial consumers. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 9, págs. 35 a 42.
- Fenchel, Tom (1988). Marine plankton food chains. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 19, No. 1, págs. 19 a 38.
- Field, Christopher B., et al. (1998). Primary production of the biosphere: integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, vol. 281, No. 5374, págs. 237 a 240.
- Flombaum, Pedro, et al. (2013). Present and future global distributions of the marine Cyanobacteria *Prochlorococcus* and *Synechococcus*. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 110, No. 24, págs. 9824 a 9829.
- Flores, Hauke, et al. (2012). Impact of climate change on Antarctic krill. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 458, págs. 1 a 19.
- Follett, Christopher L., et al. (2018). Seasonal resource conditions favor a summertime increase in North Pacific diatom–diazotroph associations. *The ISME Journal*, vol. 12, págs. 1543 a 1557.
- Follows, Michael J., et al. (2007). Emergent biogeography of microbial communities in a model ocean. *Science*, vol. 315, No. 5820, págs. 1843 a 1846.
- Fuhrman, Jed A., y David A. Caron (2016). Heterotrophic planktonic microbes: virus, bacteria, archaea, and protozoa. En *Manual of Environmental Microbiology*, Fourth Edition, págs. 4 a 2. Sociedad Estadounidense de Microbiología.
- Galloway, James N., et al. (2004). Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry*, vol. 70, No. 2, págs. 153 a 226.

- García-Reyes, Marisol, et al. (2015). Under pressure: climate change, upwelling, and eastern boundary upwelling ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 109.
- Gardner, Jessie, et al. (2018). Southern Ocean pteropods at risk from ocean warming and acidification. *Marine Biology*, vol. 165, art. 8.
- Gasca, Rebeca, y Steven H. D. Haddock (2004). Associations between gelatinous zooplankton and hyperiid amphipods (Crustacea: Peracarida) in the Gulf of California. *Hydrobiologia*, vol. 530, núms. 1 a 3, págs. 529 a 535.
- Gasol, Josep M., et al. (1997). Biomass distribution in marine planktonic communities. *Limnology and Oceanography*, vol. 42, No. 6, págs. 1353 a 1363.
- Giovannoni, Stephen J., (2017). SAR11 bacteria: the most abundant plankton in the oceans. *Annual Review of Marine Science*, vol. 9, págs. 231 a 255.
- Glibert, Patricia M., et al. (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, págs. 33 a 38.
- Global Patterns in Marine Biodiversity. (2017). En Naciones Unidas (ed.), *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press, págs 501 a 524. doi:10.1017/9781108186148.037
- Goetze, Erica (2010). Species discovery in marine planktonic invertebrates through global molecular screening. *Molecular Ecology*, vol. 19, No. 5, págs. 952 a 967.
- Gregg, Watson W., et al. (2017). Global trends in ocean phytoplankton: a new assessment using revised ocean colour data. *Remote Sensing Letters*, vol. 8, págs. 1102 a 1111.
- Gruber, Nicolas (2004). The dynamics of the marine nitrogen cycle and its influence on atmospheric CO₂ variations. En *The Ocean Carbon Cycle and Climate*, págs. 97 a 148. Springer.
- _____ (2019). A diagnosis for marine nitrogen fixation. *Nature*, vol. 566, págs. 191 a 193.
- Hallegraeff, Gustaaf M., et al. (2004). *Manual on Harmful Marine Microalgae*. Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura.
- Harbison, G. R. (1985). On the classification and evolution of the Ctenophora. En *The Origins and Relationships of Lower Invertebrates*, págs. 78 a 100.
- Harvey, Julio B. J., et al. (2017). Comparison of morphological and next generation DNA sequencing methods for assessing zooplankton assemblages. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, vol. 487, págs. 113 a 126.
- Hays, Graeme C., et al. (2005). Climate change and marine plankton. *Tendencias in Ecology & Evolution*, vol. 20, No. 6, págs. 337 a 344.
- Henschke, Natasha, et al. (2016). Rethinking the role of salps in the ocean. *Tendencias in Ecology & Evolution*, vol. 31, No. 9, págs. 720 a 733.
- Hill, Victoria, et al. (2017). Decadal trends in phytoplankton production in the Pacific Ártico Region from 1950 to 2012. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 152, págs. 82 a 94.
- Hoegh-Guldberg, Ove, y John F. Bruno (2010). The impact of climate change on the world's marine ecosystems. *Science*, vol. 328, No. 5985, págs. 1523 a 1528.
- Hoegh-Guldberg, Ove, et al. (2014): *The Ocean*. En *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Parte B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, Barros, V. R., et al. (eds.) (Cambridge University Press, Cambridge (Reino Unido) y Nueva York (Estados Unidos)), págs. 1655 a 1731.
- Hoegh-Guldberg, Ove, y Elvira S. Poloczanska (2017). The Effect of Climate Change across Ocean Regions. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 361.

- Honjo, Susumu, et al. (2014). Understanding the role of the biological pump in the global carbon cycle: an imperative for ocean science. *Oceanography*, vol. 27, No. 3, págs. 10 a 16.
- Hughes, T. P., et al. (2000). Supply-side ecology works both ways: the link between benthic adults, fecundity, and larval recruits. *Ecology*, vol. 81, No. 8, págs. 2241 a 2249.
- Iglesias-Rodríguez, M. Débora, et al. (2002). Representing key phytoplankton functional groups in ocean carbon cycle models: Coccolithophorids. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 16, No. 4, págs. 47-1 a 47-20.
- Jennings, Robert M., et al. (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, núms. 24 a 26, págs. 2199 a 2210.
- Jiang, Hai-Bo, et al. (2018). Ocean warming alleviates iron limitation of marine nitrogen fixation. *Nature Climate Change*, vol. 8, págs. 709 a 712.
- Kahru, M., et al. (2011). Are phytoplankton blooms occurring earlier in the Ártico? *Global Change Biology*, vol. 17, No. 4, págs. 1733 a 1739.
- _____ (2012). Tendencias 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, págs. 89 a 98.
- _____ (2016). Effects of sea ice cover on satellite-detected primary production in the Océano Ártico. *Biology Letters*, vol. 12, No. 11, 20160223.
- Karl, D. M., et al. (2002). Dinitrogen fixation in the World's oceans. *Biogeochemistry*, vols. 57 y 58, págs. 47 a 98. <https://doi.org/10.1023/A:1015798105851>.
- Karner, Markus B., et al. (2001). Archaeal dominance in the mesopelagic zone of the Pacific Ocean. *Nature*, vol. 409, págs. 507 a 510.
- Kaufman, Daniel E., et al. (2017). Climate change impacts on southern Ross Sea phytoplankton composition, productivity, and export. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 122, No. 3, págs. 2339 a 2359.
- Keller, Maureen D., et al. Guillard (1989). Dimethyl sulfide production in marine phytoplankton: The Importance of Species Composition and Cell Size. *Biological Oceanography*, vol. 6, núms. 5 y 6, págs. 75 a 382.
- Kent, Alyssa G., et al. (2016). Global biogeography of *Prochlorococcus* genome diversity in the surface ocean. *The ISME Journal*, vol. 10, págs. 1856 a 1865.
- Kjørboe, Thomas (2011). How zooplankton feed: mechanisms, traits and trade-offs. *Biological Reviews*, vol. 86, No. 2, págs. 311 a 339.
- Kirkham, Amy R., et al. (2013). A global perspective on marine photosynthetic picoeukaryote community structure. *The ISME Journal*, vol. 7, págs. 922 a 936.
- Landolfi, Angela, et al. (2018). Global marine N₂ fixation estimates: From observations to models. *Frontiers in Microbiology*, vol. 9, art. 2112.
- Landry, Michael R., y Albert Calbet (2004). Microzooplankton production in the oceans. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 61, No. 4, págs. 501 a 507.
- Le Quéré, Corinne, et al. (2005). Ecosystem dynamics based on plankton functional types for global ocean biogeochemistry models. *Global Change Biology*, vol. 11, No. 11, págs. 2016 a 2040.
- Lefort, Thomas, y 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, págs. 243 a 258.

- Legendre, Louis, y Josée Michaud (1998). Flux of biogenic carbon in oceans: size-dependent regulation by pelagic food webs. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 164, págs. 1 a 11.
- Lelong, A. (2012). Pseudo-nitzschia (Bacillariophyceae) species, domoic acid and amnesic shellfish poisoning: revisiting previous paradigms. *Phycologia* 51 (2), págs. 168 a 216.
- Li, William K. W. (1994). Primary production of prochlorophytes, cyanobacteria, and eucaryotic ultraphytoplankton: measurements from flow cytometric sorting. *Limnology and Oceanography*, vol. 39, No. 1, págs. 169 a 175.
- Li, William K. W., et al. (2009). Smallest algae thrive as the Océano Ártico freshens. *Science*, vol. 326, No. 5952, pág. 539.
- Lindeque, Penelope K., et al. (2013). Next generation sequencing reveals the hidden diversity of zooplankton assemblages. *PloS One*, vol. 8, No. 11, e81327.
- Lindley, J. A., y S. D. Batten (2002). Long-term variability in the diversity of mar del Norte zooplankton. *Journal of the Marine Biological Association of the Reino Unido*, vol. 82, No. 1, págs. 31 a 40.
- Liquete, Camino, et al. (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, et al. (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, págs. 919 a 932.
- Litchman, Elena, et al. (2010). Linking traits to species diversity and community structure in phytoplankton. En *Fifty Years after the "Homage to Santa Rosalia": Old and New Paradigms on Biodiversity in Aquatic Ecosystems*, págs. 15 a 28. Springer.
- Loeb, Valerie, et al. (1997). Effects of sea-ice extent and krill or salp dominance on the Antarctic food web. *Nature*, vol. 387, págs. 897 a 900.
- Loeb, V. J., y 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, págs. 93 a 107.
- Luo, Haiwei, y Mary Ann Moran (2014). Evolutionary ecology of the marine *Roseobacter* clade. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, vol. 78, No. 4, págs. 573 a 587.
- Mackas, D. L., et al. (2012). Changing zooplankton seasonality in a changing ocean: Comparing time series of zooplankton phenology. *Progress in Oceanography*, vol. 97, págs. 31 a 62.
- Madin, L. P., y G. R. Harbison (1977). The associations of Amphipoda Hyperiidia with gelatinous zooplankton—I. Associations with Salpidae. *Deep Sea Research*, vol. 24, No. 5, págs. 449 a 463.
- _____ (2001). Gelatinous zooplankton. 1st Edition of *Encyclopedia of Ocean Sciences*, vol. 2, págs. 1120 a 1130.
- Malone, T. C. (1980). Algal size. *The Physiological Ecology of Phytoplankton*.
- Malone, T.C., et.al (2016). Primary production, cycling of nutrients, surface layer and plankton. Chapter 34 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>.
- Mangel, Marc, y Stephen Nicol (2000). Krill and the unity of biology. *Canadian Journal of Pesca and Aquatic Sciences*, vol. 57 (S3), págs. 1 a 5.
- Marañón, Emilio, et al. (2001). Patterns of phytoplankton size structure and productivity in contrasting open-ocean environments. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 216, págs. 43 a 56.
- _____ (2012). Temperature, resources, and phytoplankton size structure in the ocean. *Limnology and Oceanography*, vol. 57, No. 5, págs. 1266 a 1278.

- _____ (2015). Resource supply alone explains the variability of marine phytoplankton size structure. *Limnology and Oceanography*, vol. 60, No. 5, págs. 1848 a 1854.
- Massana, Ramon, y Klaus Jürgens (2003). Composition and population dynamics of planktonic bacteria and bacterivorous flagellates in seawater chemostat cultures. *Aquatic Microbial Ecology*, vol. 32, No. 1, págs. 11 a 22.
- Miron, Gilles, et al. (1995). Use of larval supply in benthic ecology: testing correlations between larval supply and larval settlement. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 124, págs. 301 a 305.
- Mitra, Aditee, et al. (2016). Defining planktonic protist functional groups on mechanisms for energy and nutrient acquisition: incorporation of diverse mixotrophic strategies. *Protist*, vol. 167, No. 2, págs. 106 a 120.
- Moline, Mark A., et al. (2004). Alteration of the food web along the Antarctic Peninsula in response to a regional warming trend. *Global Change Biology*, vol. 10, No. 12, págs. 1973 a 1980.
- Möllmann, Christian, et al. (2003). The marine copepod, *Pseudocalanus elongatus*, as a mediator between climate variability and fisheries in the Central Baltic Sea. *Pesca Oceanography*, vol. 12, núms. 4 y 5, págs. 360 a 368.
- Monteiro, Fanny Meline, et al. (2010). Distribution of diverse nitrogen fixers in the global ocean. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 24, No. 3.
- Montes-Hugo, Martin, et al. (2009). Recent changes in phytoplankton communities associated with rapid regional climate change along the western Antarctic Peninsula. *Science*, vol. 323, No. 5920, págs. 1470 a 1473.
- Moore, J. Keith, et al. (2018). Sustained climate warming drives declining marine biological productivity. *Science*, vol. 359, No. 6380, págs. 1139 a 1143.
- Morán, Xosé Anxelu, et al. (2010). Increasing importance of small phytoplankton in a Warmer Ocean. *Global Change Biology*, vol. 16, No. 3, págs. 1137 a 1144. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01960.x>.
- Mousing, Erik Askov, et al. (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, págs. 1298 a 1312.
- Mueter, Franz J., et al. (2009). Ecosystem responses to recent oceanographic variability in high-latitude Northern Hemisphere ecosystems. *Progress in Oceanography*, vol. 81, núms. 1 a 4, págs. 93 a 110.
- Müren, U., et al. (2005). Potential effects of elevated sea-water temperature on pelagic food webs. *Hydrobiologia*, vol. 545, No. 1, págs. 153 a 166.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Capítulo 34: Global patterns in marine biodiversity. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press, págs. 501–524. <https://doi.org/10.1017/9781108186148.037>.
- Negrete-García, Gabriela, et al. (2019). Sudden emergence of a shallow aragonite saturation horizon in the Southern Ocean. *Nature Climate Change*, vol. 9, págs. 313 a 317.
- Nissen, Cara, et al. (2018). Factors controlling coccolithophore biogeography in the Southern Ocean. *Biogeosciences*, vol. 15, No. 22, págs. 6997 a 7024.
- Not, Fabrice, et al. (2007). Diversidad and ecology of eukaryotic marine phytoplankton. En *Advances in Botanical Research*, 64: págs. 1 a 53. Elsevier.
- Paez-Espino, David, et al. (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. D1, págs. D678 a D686.

- Palumbi, Stephen R., et al. (2009). Managing for ocean biodiversity to sustain marine ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 7, No. 4, págs. 204 a 211.
- Pierce, Richard W., y Jefferson T. Turner (1992). Ecology of planktonic ciliates in marine food webs. *Reviews in Aquatic Sciences*, vol. 6, No. 2, págs. 139 a 181.
- Pineda, Jesús, et al. (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, núms. 1 y 2, págs. 9 a 21.
- Pitt, Kylie Anne, et al. (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., et al. (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, vol. 3, págs. 919 a 925.
- Polovina, Jeffrey J., et al. (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, págs. 986 a 995.
- Polovina, Jeffrey J., et al. (2008). Ocean's least productive waters are expanding. *Geophysical Research Letters*, vol. 35, No. 3.
- Polovina, Jeffrey J., y 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, págs. 82 a 88.
- Pomeroy, Lawrence R., et al. (2007). The microbial loop. *Oceanography*, vol. 20, No. 2, págs. 28 a 33.
- Purcell, Jennifer E., et al. (2007). Anthropogenic causes of jellyfish blooms and their direct consequences for humans: a review. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 350, págs. 153 a 174.
- Raitsos, Dionysios E., et al. (2014). From silk to satellite: half a century of ocean colour anomalies in the Northeast Atlantic. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 7, págs. 2117 a 2123.
- Rasmussen, Astrid Fuglseth (2018). Changes in the abundance, species composition and distribution of the mar de Barents euphausiids (krill): with focus on the expansion and reproduction of *Meganyctiphanes norvegica*. Tesis de maestría, Universidad Noruega de Ciencias de la Vida, \AAs.
- Read, Betsy A., et al. (2013). Pan genome of the phytoplankton *Emiliana* underpins its global distribution. *Nature*, vol. 499, págs. 209 a 213.
- Rivero-Calle, Sara, et al. (2015). Multidecadal increase in North Atlantic coccolithophores and the potential role of rising CO₂. *Science*, vol. 350, No. 6267, págs. 1533 a 1537.
- Rohwer, Forest, y Rebecca Vega Thurber (2009). Viruses manipulate the marine environment. *Nature*, vol. 459, págs. 207 a 212.
- Rombouts, Isabelle, et al. (2009). Global latitudinal variations in marine copepod diversity and environmental factors. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 276, No. 1670, págs. 3053 a 3062.
- Rousseaux, Cecile S., y Watson W. Gregg (2015). Recent decadal trends in global phytoplankton composition. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 29, No. 10, págs. 1674 a 1688.
- Salazar, Guillem, y Shinichi Sunagawa (2017). Marine microbial diversity. *Current Biology*, vol. 27, No. 11, págs. R489 a R494.
- Santoro, Alyson E., et al. (2019). Planktonic marine archaea. *Annual Review of Marine Science*, vol. 11, págs. 131 a 158.
- Sarmiento, Jorge Louis, et al. (2002). A new estimate of the CaCO₃ to organic carbon export ratio. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 16, No. 4, págs. 54-1 a 54-12.

- Schiebel, Ralf, y Christoph Hemleben (2005). Modern planktic foraminifera. *Paläontologische Zeitschrift*, vol. 79, No. 1, págs. 135 a 148.
- Schlüter, Lothar, et al. (2014). Adaptation of a globally important coccolithophore to ocean warming and acidification. *Nature Climate Change*, vol. 4, págs. 1024 a 1030.
- Schoemann, Véronique, et al. (2005). Phaeocystis blooms in the global ocean and their controlling mechanisms: a review. *Journal of Sea Research*, vol. 53, núms. 1 y 2, págs. 43 a 66.
- Sherr, Evelyn B., y 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, págs. 187 a 197.
- Sherr, Evelyn B., et al. (2009). Microzooplankton grazing impact in the Western Océano Ártico. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 56, No. 17, págs. 1264 a 1273.
- Sieburth, John McN., et al. (1978). Pelagic ecosystem structure: Heterotrophic compartments of the plankton and their relationship to plankton size fractions. *Limnology and Oceanography*, vol. 23, No. 6, págs. 1256 a 1263.
- Sieradzki, Ella T., et al. (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., et al. (2015). Chlorophyll variability in the oligotrophic gyres: mechanisms, seasonality and trends. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 1.
- Silberberger, Marc J., et al. (2016). Spatial and temporal structure of the meroplankton community in a sub-Ártico shelf system. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 555, págs. 79 a 93.
- Simmonds, Peter, et al. (2017). Consensus statement: virus taxonomy in the age of metagenomics. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 15, págs. 161 a 168.
- Simon, Nathalie, et al. (2009). Diversidad and evolution of marine phytoplankton. *Comptes Rendus Biologies*, vol. 332, núms. 2 y 3, págs. 159 a 170.
- Slagstad, D., et al. (2011). Evaluating primary and secondary production in an Océano Ártico void of summer sea ice: an experimental simulation approach. *Progress in Oceanography*, vol. 90, núms. 1 a 4, págs. 117 a 131.
- Smith, Helen E. K., et al. (2017). The influence of environmental variability on the biogeography of coccolithophores and diatoms in the Great Calcite Belt. *Biogeosciences*, vol. 14, págs. 4905 a 4925.
- Smyth, T. J., et al. (2004). Time series of coccolithophore activity in the mar de Barents, from twenty years of satellite imagery. *Geophysical Research Letters*, vol. 31, No. 11.
- Sommer, Ulrich, et al. (2002). Pelagic food web configurations at different levels of nutrient richness and their implications for the ratio fish production: primary production. En *Sustainable Increase of Marine Harvesting: Fundamental Mechanisms and New Concepts*, págs. 11 a 20. Springer.
- Sommer, Ulrich, et al. (2016). Benefits, costs and taxonomic distribution of marine phytoplankton body size. *Journal of Plankton Research*, vol. 39, No. 3, págs. 494 a 508.
- Sommer, Ulrich, et al. (2017). Do marine phytoplankton follow Bergmann's rule sensu lato? *Biological Reviews*, vol. 92, No. 2, págs. 1011 a 1026.
- Sournia, Alain, et al. (1991). Marine phytoplankton: how many species in the world ocean? *Journal of Plankton Research*, vol. 13, No. 5, págs. 1093 a 1099.
- Sunagawa, Shinichi, et al. (2015). Structure and function of the global ocean microbiome. *Science*, vol. 348, No. 6237, 1261359.
- Sundby, Svein, et al. (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, págs. 801 a 812.
- Swalethorp, Rasmus, et al. (2019). Microzooplankton distribution in the Amundsen Sea Polynya (Antarctica) during an extensive *Phaeocystis antarctica* bloom. *Progress in Oceanography*, vol. 170, págs. 1 a 10.
- Thackeray, Stephen J., et al. (2010). Trophic level asynchrony in rates of phenological change for marine, freshwater and terrestrial environments. *Global Change Biology*, vol. 16, No. 12, págs. 3304 a 3313.
- Thor, Peter, y Sam Dupont (2015). Transgenerational effects alleviate severe fecundity loss during ocean acidification in a ubiquitous planktonic copepod. *Global Change Biology*, vol. 21, No. 6, págs. 2261 a 2271.
- Tim, N., et al. (2016). The importance of external climate forcing for the variability and trends of coastal upwelling in past and future climate. *Ocean Science*, vol. 12, págs. 807 a 823.
- Tréguer, Paul, et al. (2018). Influence of diatom diversity on the ocean biological carbon pump. *Nature Geoscience*, vol. 11, págs. 27 a 37.
- Uitz, Julia, et al. (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.
- Valdés, Valentina, et al. (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, págs. 41 a 54.
- Vallina, Sergio M., et al. (2014). Global relationship between phytoplankton diversity and productivity in the ocean. *Nature Communications*, vol. 5, art. 4299.
- Vaulot, Daniel, et al. (2008). The diversity of small eukaryotic phytoplankton ($\leq 3 \mu\text{m}$) in marine ecosystems. *FEMS Microbiology Reviews*, vol. 32, No. 5, págs. 795 a 820.
- Verity, Peter G., y Victor Smetacek (1996). Organism life cycles, predation, and the structure of marine pelagic ecosystems. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 130, págs. 277 a 293.
- Vinogradov, Mikhail Evgen'evich, et al. (1996). Hyperiid amphipods (Amphipoda, Hyperiidea) of the world oceans.
- Vogt, Meike, et al. (2012). Global marine plankton functional type biomass distributions: *Phaeocystis* spp. *Earth System Science Data*, vol. 4, No. 1, págs. 107 a 120.
- Ward, Ben A., et al. (2012). A size-structured food-web model for the global ocean. *Limnology and Oceanography*, vol. 57, No. 6, págs. 1877 a 1891.
- Wasmund, Norbert, et al. (2019). Extension of the growing season of phytoplankton in the western Baltic Sea in response to climate change. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 622, págs. 1 a 16.
- Wells, Mark L., et al. (2015). Harmful algal blooms and climate change: Learning from the past and present to forecast the future. *Harmful Algae*, vol. 49, págs. 68 a 93.
- Westberry, T., et al. (2008). Carbon-based primary productivity modeling with vertically resolved photoacclimation. *Global Biogeochemical Cycles*, vol. 22, No. 2.
- White, Angelique E., et al. (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., et al. (2010). Deep-sea sampling on CMarZ cruises in the Atlantic Ocean—An Introducción. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 57, núms. 24 a 26, págs. 2157 a 2166.
- Wietz, Matthias, et al. (2010). Latitudinal patterns in the abundance of major marine bacterioplankton groups. *Aquatic Microbial Ecology*, vol. 61, No. 2, págs. 179 a 189.

- Winter, Amos, et al. (2014). Poleward expansion of the coccolithophore *Emiliana huxleyi*. *Journal of Plankton Research*, vol. 36, No. 2, págs. 316 a 325.
- Wood, Sylvia L. R., et al. (2018). Distilling the role of ecosystem services in the Sustainable Development Goals. *Ecosystem Services*, vol. 29, págs. 70 a 82.
- Worden, Alexandra Z., y Fabrice Not (2008). Ecology and diversity of picoeukaryotes. *Microbial Ecology of the Oceans*, vol. 2, págs. 159 a 205.
- Worm, Boris, et al. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, vol. 314, No. 5800, págs. 787 a 790.
- Yooseph, Shibu, et al. (2010). Genomic and functional adaptation in surface ocean planktonic prokaryotes. *Nature*, vol. 468, págs. 60 a 66.
- Worden, Alexandra Z., and Fabrice Not (2008). Ecology and diversity of picoeukaryotes. *Microbial Ecology of the Oceans*, vol. 2, págs. 159–205.
- Worm, Boris, et al. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science*, vol. 314, No. 5800, págs. 787–790.
- Yooseph, Shibu, et al. (2010). Genomic and functional adaptation in surface ocean planktonic prokaryotes. *Nature*, vol. 468, págs. 60–66.

Capítulo 6B

Invertebrados

marinos

Contribuidores: Lis L. Jørgensen (coordinador), Christos Arvanitidis, Nguyen Khac Bat, 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 del capítulo), Rachel Przeslawski, Jake Rice, Lennert Schepers, Paul Snelgrove, Natalia Strelikova y Leen Vandepitte.

Ideas clave

- En 2019 se habían descrito 153.434 especies de invertebrados marinos bentónicos en todo el mundo.
- Desde 2012, los investigadores han descrito 10.777 nuevas especies de invertebrados marinos bentónicos; al mismo tiempo, la biodiversidad está experimentando alteraciones a nivel mundial a una velocidad inédita en la historia de la humanidad, lo cual podría llevar a algunas especies a extinguirse antes de haber sido descritas.
- Las aguas profundas cubren el 43 % de la superficie de la Tierra, y se estima que el 95 % de las especies de invertebrados marinos no se han descrito todavía.
- Las principales presiones a que hacen frente los invertebrados marinos son el aumento de la temperatura, los impactos físicos en los fondos marinos derivados de la acidificación de los océanos, la extracción de recursos vivos e inertes, la utilización de las zonas costeras, las especies invasoras y la contaminación.
- En grandes zonas del planeta, que abarcan zonas no sujetas a jurisdicción nacional, siguen sin existir medidas eficaces y suficientes para vigilar y proteger a largo plazo los ecosistemas de los invertebrados marinos.
- Pese a que se han llevado a cabo nuevos estudios sobre muchos procesos, funciones, bienes y servicios ecosistémicos importantes, quedan enormes lagunas de conocimientos acerca de los efectos de la reducción de la biodiversidad de los invertebrados bentónicos en el bienestar humano y en las dinámicas de los ecosistemas.

1. Introducción

Este subcapítulo se centra en los camarones, los gusanos, los gasterópodos y los bivalvos bentónicos y otros invertebrados que viven sobre el fondo marino o dentro de él y son una fuente de alimento para los peces, las aves y los mamíferos marinos y los seres humanos, y en las especies de invertebrados buscadas en determinados tipos de pesca comercial. Esos taxones constituyen la base de algunos de los ecosistemas más productivos del planeta (p. ej., los estuarios y los arrecifes de coral), que alcanzan los niveles de producción de los bosques tropicales (Valiela, 1995) y forman hábitats que cubren más superficie de la Tierra que todos los demás hábitats juntos (Snelgrove et al., 1997). Los cambios en la utilización de los océanos, la recolección de organismos, el

cambio climático, la contaminación y las especies invasoras contribuyen a alteraciones naturales mundiales a un ritmo inédito en la historia de la humanidad. Tradicionalmente, la biota de las costas ha experimentado mayores presiones e impactos que la de las aguas profundas, pero el agotamiento de los recursos marinos costeros y las nuevas tecnologías posibilitan e incentivan la pesca, la minería y las perforaciones en algunas de las partes más profundas de los océanos (McCauley et al., 2015). En todo el mundo, la alteración de la biodiversidad suele erosionar la economía, los medios de vida, la seguridad alimentaria, la salud y la calidad de vida (Plataforma Intergubernamental Científico-Normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES), 2019).

2. Resumen de la situación descrita en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017) se señalaron los principales motores y patrones de la biodiversidad de los invertebrados marinos, de escala

regional a escala mundial. Las complejas interacciones que tienen lugar entre los motores, y su impacto individual y colectivo en la biodiversidad marina a múltiples escalas de orga-

nización y observación biológicas, limitan la capacidad actual de hacer estimaciones fiables de la diversidad regional. Los patrones costeros y oceánicos difieren a escala mundial, y la riqueza de especies bentónicas costeras suele alcanzar su máximo cerca del ecuador y disminuye conforme se avanza hacia los polos, mientras que la de especies oceánicas alcanza su máximo en latitudes medias. Sin embargo, los fuertes gradientes longitudinales dan lugar a patrones costeros más complejos, pues existen focos localizados de biodiversidad que abarcan muchos taxones en zonas como el Indo-Pacífico tropical y el Caribe.

En las zonas con baja concentración de oxígeno, fondos inestables, variaciones en la química oceánica, variables que afectan a los hábitats y actividad marítima resulta más complicado es-

timar los patrones de diversidad de los invertebrados marinos en el tiempo y el espacio. Los muchos motores de cambio, que a menudo actúan combinados, hacen que sea extremadamente difícil separar con claridad los cambios naturales de las presiones antropógenas. A menudo, los focos de biodiversidad atraen y sustentan las actividades extractivas humanas, lo cual establece un vínculo directo entre la biodiversidad de los océanos y los servicios ecosistémicos. Además, esos focos también suelen cimentar importantes funciones ecosistémicas, como el reciclaje de nutrientes, el apoyo a las redes alimentarias y la creación de hábitats que, a su vez, contribuyen a los servicios ecosistémicos que generan beneficios directos para los seres humanos.

3. Descripción de los cambios ambientales (2010-2020)

3.1. Biodiversidad de los invertebrados marinos

En el Registro Mundial de Especies Marinas (WoRMS) (Vandepitte et al., 2018; Consejo Editorial del WoRMS, 2019) se indica que entre 2012 y 2019 se describieron 10.777 nuevas especies de invertebrados marinos bentónicos, cifra que eleva a 153.434 el total de esas especies descritas a nivel mundial. El taxón Mollusca comprende el mayor número de invertebrados marinos bentónicos descritos (31 %), seguido por el taxón Arthropoda (24 %).

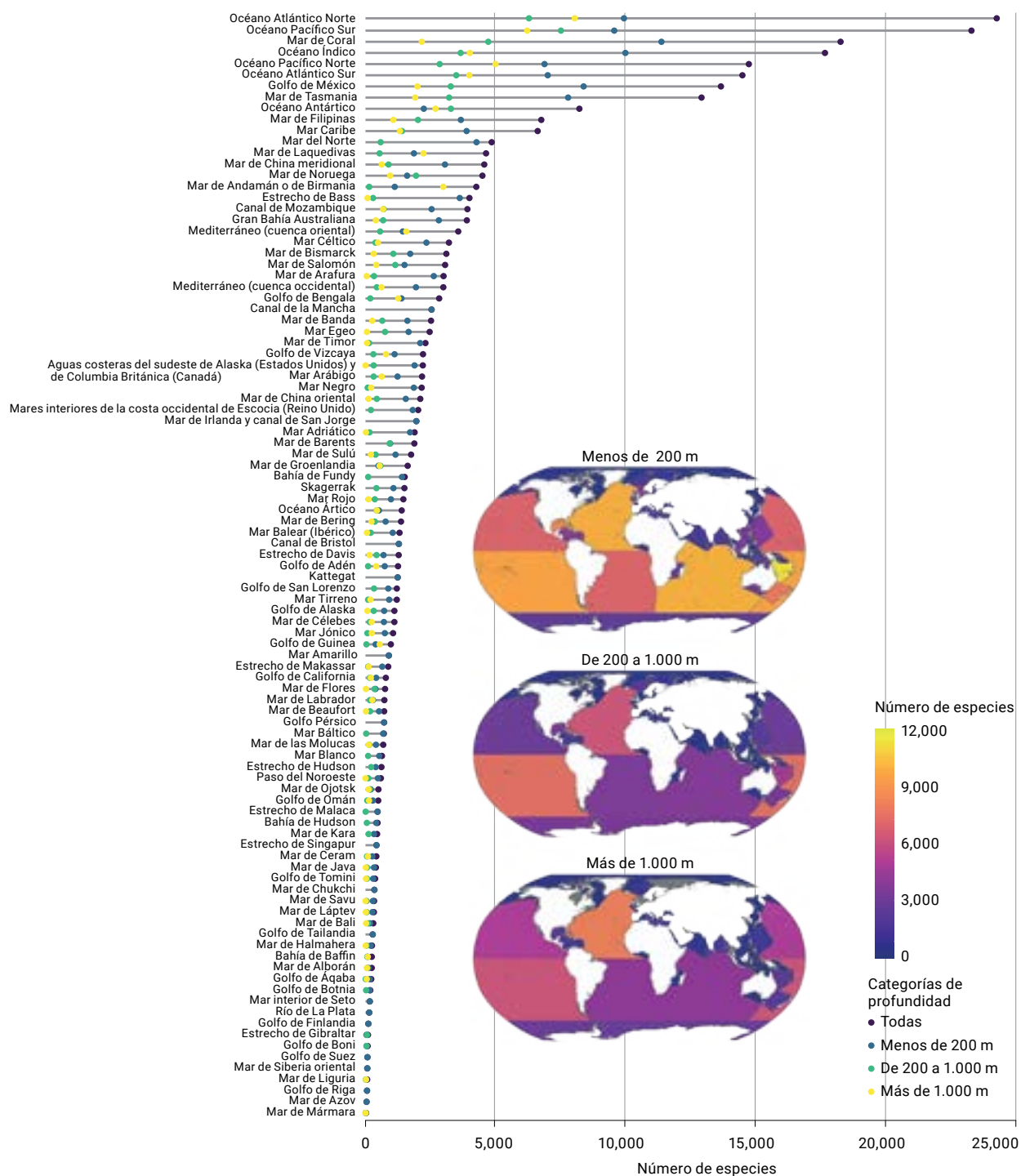
El Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos (OBIS) contiene información sobre la distribución de 124.372 especies marinas, un total de 56,4 millones de registros de distribución. De esas especies, en el WoRMS figuran actualmente 80.132 descritas como invertebrados marinos bentónicos y representan 8,1 millones de registros.

Según los datos en el OBIS y el WoRMS en 2019 (figura 1), el océano Atlántico Norte, bien estudiado, contiene el mayor número de especies registradas de invertebrados marinos bentónicos (24.214 especies), seguido del océano Pacífico Sur, comparativamente poco estudiado (23.245 especies), incluido el mar de Coral (18.224 especies), en el que con seguridad se encontrarán más especies aún por descubrir.

Un estudio de las zonas batimétricas (figura 1) revela que el mar de Coral contiene el mayor número de especies registradas a profundidades menores de 200 m (11.353), seguido del océano Índico (9.971), el océano Atlántico Norte (9.915) y el océano Pacífico Sur (7.498). Algunas zonas en latitudes similares (p. ej. el mar de Bering, el océano Ártico y el mar de Noruega) difieren en cuanto a la diversidad bentónica. A profundidades mayores de 1.000 m, el océano Atlántico Norte, mejor estudiado que otras cuencas, contiene las cifras más elevadas (8.027 especies).¹

¹ No se dispone de información sobre la distribución de todas las especies descritas en el WoRMS. El OBIS recibe constantemente datos y en él se muestran las ubicaciones exactas donde se han registrado las especies marinas. Dado que la documentación de las características bentónicas en el WoRMS sigue en curso, aún no se ha definido el grupo funcional de alrededor de 11.000 especies recogidas en el OBIS, por lo que se omiten.

Figura I
Cifras totales de especies de invertebrados marinos bentónicos registradas, en tres categorías de profundidad (menos de 200 m, de 200 a 1.000 m y más de 1.000 m)



Fuente: Presencia de especies, del OBIS (2019); información sobre grupos de especies, del WoRMS; datos batimétricos, de EMODnet (2016), GEBCO (2015) y Provoost y Bosch (2018); áreas marinas adaptadas de Marineregions.org (Claus et al., 2014; Flanders Marine Institute (2018)).

Cuadro I
Estudios monográficos nacionales seleccionados y fuerzas motrices y presiones naturales y antropógenas conexas

	Océano Ártico	Océano Atlántico Norte	Océano Atlántico Sur	Océano Índico	Océano Pacífico Norte	Océano Pacífico Sur	Límite entre el océano Índico-Océano Pacífico Sur
Climate warming	x						x
Temperature events (e.g., El Niño)	x						
Sedimentation			x				
Storms and wave action				x			
Bottom trawl fisheries	x						x
Overharvesting of invertebrates			x				
Spreading of new species	x						
Outbreaks of species							x
Pollution							
Eutrophication (from agriculture, aquaculture and sewage)							
Oil and gas exploitation and extraction							x
Offshore wind farms							
Large ship breaking activities							
Anchoring							
Coastal infrastructure development							
Turismo							

3.2. Evaluación y estado de la biodiversidad de los invertebrados marinos

A escala mundial los invertebrados marinos bentónicos se ven afectados de manera simultánea por múltiples presiones y fuerzas motrices (véase el cuadro siguiente). Pese a que en todo el planeta esos impactos han sido objeto de muchos estudios, en la sección y el cuadro que se presentan a continuación solo se destacan algunos estudios recientes de series cronológicas específicos o valiosos que ilustran la mayor comprensión adquirida al respecto desde que se llevó a cabo la primera Evaluación.

3.2.1. Calentamiento climático

Hay pruebas contundentes de que desde 1970 los océanos de todo el mundo se han venido calentando sin cesar, fenómeno que ha absorbido más del 90 % del exceso de calor del sistema climático. Es probable que desde 1993 el ritmo de calentamiento de los océanos haya aumentado más del doble (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), 2019). El impacto en el bentos marino es particularmente profundo en las regiones polares y subpolares. La disminución del hielo marino en el Ártico ampliará el acceso de los buques a la región, y ello podría incrementar la presión antropógena local sobre las comunidades bentónicas, en particular en los puertos.

Conclusiones de investigaciones recientes

- En el Ártico,² el mar de Barents (Jørgensen et al., 2019), otros mares al norte de Eurasia y los mares del Lejano Oriente, en el Pacífico Norte (Lobanov et al., 2014), los invertebrados marinos se están desplazando hacia el norte debido al calentamiento de las aguas (véase el cuadro anterior). La biomasa de invertebrados se ha reducido en determinadas zonas de los mares de Alaska (véase el cuadro anterior) (Grebmeier et al., 2015), y ello ha repercutido en los niveles tróficos superiores (Grebmeier, 2012);

los ancianos nativos vinculan ese cambio con la disminución de la superficie de hielo marino, el movimiento de los bancos de arena y las alteraciones de las corrientes oceánicas (Metcalf y Behe, en Jørgensen et al., 2017).

- En el Atlántico Norte, el calentamiento climático ha propiciado la llegada de especies de aguas cálidas al litoral del Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte (véase el cuadro anterior), bajo la influencia de la corriente del Golfo (Birchenough et al., 2015).
- En el Pacífico, las olas de calor marinas han causado decoloración grave y mortalidad masiva en los corales de toda Australia (Le Nohaïc et al., 2017; Hughes et al., 2018; Stuart-Smith et al., 2018), la costa de América Central (Cruz et al., 2018) y el mar de China meridional (véase el cuadro anterior).

Algunos investigadores pronostican un aumento de la frecuencia y la intensidad de las olas de calor marinas (Frölicher y Laufkötter, 2018) en los próximos decenios, incluso si se cumplen las metas de reducción de las emisiones marcadas en el Acuerdo de París³ aTal calentamiento podría destruir hábitats biogénicos clave en las regiones costeras de los mares templados y árticos de todo el mundo (Krumhansl et al., 2016) y afectar a los ecosistemas de los arrecifes situados en aguas poco vigiladas, lo cual podría causar daños que a día de hoy no es posible prever (Genevier et al., 2019).

3.2.2. Pesca de arrastre de fondo

La pesca de arrastre de fondo es la fuente más generalizada de perturbación física antropógena de los hábitats de los fondos marinos de todo el mundo; entre 2011 y 2013, casi una cuarta parte de los desembarques pesqueros mundiales fueron capturados con redes de arrastre de fondo (Hiddink et al., 2017). Los aparejos de arrastre eliminan en cada pasada entre el 6 y el 41 % de la biomasa faunística,

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

³ Véase FCCC/CP/2015/10/Add.1, decision 1/CP. 21, anexo.

cuyos períodos medianos de recuperación van de los 1,9 a los 6,4 años (excluidas las aguas profundas), dependiendo de la pesquería y el contexto ambiental (ibid.). Los estudios de impacto de la pesca de arrastre muestran que los descensos de la abundancia relativa de la fauna longeva (la que vive más de 10 años) en las zonas donde se utilizan redes de arrastre son mayores que los de la fauna menos longeva (la que vive de 1 a 3 años) (Hiddink et al., 2019).

Conclusiones de investigaciones recientes

- La pesca de arrastre de fondo altera las comunidades bentónicas autóctonas, con impactos calificados de “algunas modificaciones” en el mar del Norte. En estudios realizados en otras zonas del Atlántico Norte y fuera de él se informó de que habían ocurrido cambios similares en las comunidades bentónicas de resultados del dragado de áridos (Cooper et al., 2017) y de la pesca de arrastre experimental (Kenchington et al., 2006), se había detectado una de las mayores huellas por unidad de biomasa desembarcada en el sudoeste de Portugal (Ramalho et al., 2018) y se había producido un impacto negativo en la composición macroepibentónica en el sur de Groenlandia (Yesson et al., 2016).
- En los montes submarinos batiales del Pacífico Sur, al este de Nueva Zelandia, es probable que las comunidades de coral tarden muchos decenios en recuperarse del empleo de plomos pesados en las redes de arrastre (Clark et al., 2019).
- Con respecto al Pacífico Norte, en el mar de China oriental se notificaron impactos negativos en la composición macroepibentónica debidos a la pesca de arrastre de fondo (Wang et al., 2018).
- Los aparejos de pesca descartados o perdidos afectan considerablemente a las agregaciones de corales de aguas frías (Deidun et al., 2015) a cientos de metros de profundidad.

- Las capturas pesqueras de invertebrados (véase también el cap. 15) se han incrementado rápidamente en todo el mundo hasta superar los 10 millones de toneladas anuales y contribuyen de manera sustancial al suministro, la exportación y el comercio mundiales de alimentos marinos y a los medios de vida locales. En promedio, el 90 % de las capturas de invertebrados puede llevarse a cabo a una tasa de agotamiento del 25 %, lo cual requiere un menor esfuerzo de pesca y, por consiguiente, aumenta los beneficios, al tiempo que produce una reducción importante del impacto en otros grupos tróficos (Eddy et al., 2017).
- La recolección de peines (*Chlamys islandica*) en el Ártico (mar de Barents) (Nosova et al., 2018) y de cohombres de mar, peines y cangrejos en los mares orientales de la Federación de Rusia (Lysenko et al., 2015) está alterando los hábitats biogénicos.

3.2.3. Especies invasoras

Las especies invasoras (véanse también el cap. 22 e International Association for Open Knowledge on Invasive Alien Species)⁴ se convierten en ocasiones en una presión dominante sobre el bentos autóctono.

Conclusiones de investigaciones recientes

- Según diversos estudios sobre la ampliación de la zona de distribución del cangrejo de las nieves depredador de uso comercial (*Chionoecetes opilio*) en el Ártico, el *C. opilio* elimina anualmente casi 30.000 toneladas de macrobentos del mar de Barents oriental (véase el cuadro anterior) (Zakharov et al., 2018).
- En el Atlántico Norte, la población invasora de cangrejo verde (*Carcinus maenas*) ha afectado a las fanerógamas y a los invertebrados bentónicos de algunas zonas costeras del Canadá⁵ (véase el cuadro anterior) (Garbary et al., 2014; Matheson et al., 2016). El alga *Sargassum*, de gran capacidad invasora (véase también el cap. 6G), ha cubierto

⁴ www.invasivesnet.org/news.

⁵ Se puede consultar en www.dfo-mpo.gc.ca/species-especies/ais-eae/about-sur/index-eng.html.

las playas y los hábitats litorales de Trinidad y Tabago y otras islas del Caribe (Gobin, 2016). Los extensos lechos de Sargassum pueden alterar la abundancia de muchos invertebrados marinos autóctonos y proporcionar un hábitat adecuado para especies hasta el momento ausentes de la comunidad bentónica local.

- En el Mediterráneo se han registrado más de 500 especies de invertebrados marinos no autóctonos (Tsiamis et al., 2019), muchas de las cuales se han establecido en numerosos emplazamientos, al menos de forma local.
- La aparición del erizo de mar *Centrostephanus rodgersii* está degradando los bosques de laminarias que crecen frente a la costa de Tasmania (Australia) (Ling y Keane, 2018).
- En el Atlántico Sur, las especies invasoras suelen dominar algunos arrecifes costeros brasileños (Creed et al., 2016; Mantellato et al., 2018) (véase el cuadro anterior).

3.2.4. Repercusiones de la contaminación en las comunidades bentónicas

Las repercusiones de la contaminación en las comunidades bentónicas quedaron bien documentadas en la primera Evaluación y por la IPBES (IPBES, 2019). Para evaluar el estado ambiental y la resiliencia de los invertebrados bentónicos es necesario estudiar su comportamiento, sus dinámicas y sus múltiples interacciones con el entorno (Neves et al., 2013; Pessoa et al., 2019).

Conclusiones de investigaciones recientes

- La escorrentía de tierras agrícolas y el vertimiento de desechos municipales en los océanos aportan nutrientes que dan lugar a proliferaciones de algas que terminan hundiéndose hasta el fondo y generando condiciones hipóxicas y niveles bajos de pH, que suelen reducir la diversidad de las especies bentónicas. Desde la primera Evaluación, diversos investigadores han informado de más proliferaciones de algas en el océano Índico, a lo largo de la costa de Bangladesh (Kibria et al., 2016; Mallick

et al., 2016; Molla et al., 2015) y en el Atlántico Sur, a lo largo del litoral brasileño (Cruz et al., 2018) (véase el cuadro anterior).

- En el Atlántico Norte, el flujo sedimentario del río Orinoco (Trinidad y Tabago) (véase el cuadro anterior) aumenta la posible contaminación y mortalidad de las comunidades de invertebrados bentónicos (Gobin, 2016), mientras que en el litoral griego un vertido metalífero deterioró el estado ecológico de las comunidades bentónicas durante varios años (Simboura et al., 2014) (véase el cuadro anterior).

3.2.5. Acción de las tormentas y las olas

Los ciclones y sunamis se cuentan entre las variables más decisivas de la configuración de la riqueza y la estructura biológicas de las comunidades marinas bentónicas y plantean grandes retos a su resiliencia y estabilidad (Betti et al., 2020). La frecuencia y la intensidad de los huracanes se han incrementado en los últimos decenios a lo largo del Atlántico tropical, fuertemente influenciadas por el cambio climático (véase la bibliografía citada en Hernández-Delgado et al., 2020).

3.2.6. Explotación minera en aguas profundas

La explotación minera en aguas profundas (véase también el cap. 18) podría convertirse en una industria nueva con la capacidad de ayudar a respaldar una economía “verde” en expansión basada en nuevas tecnologías de baterías para vehículos eléctricos, turbinas eólicas y mejores tecnologías de telecomunicaciones e informática (Hein et al., 2013). Aunque en la actualidad no hay ninguna explotación minera en aguas profundas, la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos administra 30 licencias de exploración (que abarcan una superficie de 1,5 millones de km²) en el océano Pacífico y el océano Índico y a lo largo de la dorsal mesoatlántica. En las operaciones mineras, la eliminación física directa de la fauna del fondo marino y los efectos secundarios de los penachos de sedimentos o de la liberación de ecotoxinas podrían afectar a los entornos bentónicos y deberán ser evaluadas de forma exhaustiva (Miller et al., 2018). La falta de cono-

cimientos sobre la biodiversidad de las aguas profundas hace muy difícil velar por su sostenibilidad ambiental (Glover et al., 2018).

3.2.7. Actividades recreativas humanas, desarrollo de las infraestructuras costeras y fondeo y aprovisionamiento de combustible de buques

Las actividades recreativas humanas, el desarrollo de las infraestructuras costeras y el fondeo y aprovisionamiento de combustible de los buques siguen repercutiendo en los hábitats vulnerables y en las agregaciones de invertebrados conexas, según se indicó en la primera Evaluación, y se han notificado más efectos cerca de Malta (véase el cuadro anterior), en el Mediterráneo (García-March et al., 2007; Mifsud et al., 2006). Además, las actividades de desguace de buques realizadas en el litoral de Bangladesh (véase el cuadro anterior), en el golfo de Bengala, han reducido la diversidad de las especies bentónicas (Hossain, 2010).

3.2.8. Delincuencia

La explotación ilegal de especies marinas tiene lugar a escala mundial, como demuestra el tráfico de abulones de Sudáfrica que llevan a cabo distintos grupos delictivos. El problema tal vez podría solucionarse solicitando asistencia a las autoridades competentes de los países receptores (Warchol y Harrington, 2016).

3.2.9. Consecuencias de los cambios en la biodiversidad de los invertebrados marinos para las comunidades, las economías y el bienestar humano

Los cambios en la biodiversidad tienen efectos directos e indirectos en el bienestar humano (IPBES, 2019). Lamentablemente, no se dispone de medidas de vigilancia de extensas áreas marinas a gran escala y a largo plazo, aunque algunas naciones del Ártico y del Atlántico Norte han incluido en sus estudios científicos nacionales de evaluación de peces la vigilancia a largo plazo de la pesca y las capturas incidentales de invertebrados con redes de arrastre (Jørgensen et al., 2017).

En un número reducido de publicaciones se documenta específicamente el modo en que los

invertebrados bentónicos marinos contribuyen al bienestar humano (p. ej., Officer et al., 1982; Snelgrove et al., 1997). No obstante, en las Evaluaciones primera y segunda se documenta la importancia de los invertebrados bentónicos para las redes alimentarias marinas y las numerosas especies bentónicas formadoras o ingenieras de hábitats. A continuación se resumen algunas cuestiones clave.

- En un escenario de emisiones sin cambios, la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura prevé que la Gran Barrera de Coral de Australia, junto con otros arrecifes de coral incluidos en la Lista del Patrimonio Mundial, habrá dejado de existir como ecosistema de arrecifes de coral en funcionamiento en 2100 (Heron et al., 2017).
- Los corales, las ostras y otros arrecifes vivos (véase también el cap. 7F) son capaces de disipar hasta el 97 % de la energía undimotriz que reciben y, de ese modo, protegen construcciones y vidas humanas (Ferrario et al., 2014). Este hecho podría ser un importante factor de mitigación a medida que sube el nivel del mar. Se estima que el costo de construir barreras costeras artificiales para proteger la infraestructura y las comunidades humanas litorales frente a la subida del nivel del mar vinculada al clima habrá alcanzado los cientos de miles de millones de dólares en los últimos decenios del siglo XXI (IPCC, 2019).
- El aumento del riesgo para la seguridad alimentaria debido a la disminución de la disponibilidad de alimentos de origen marino varía enormemente según el lugar y la cultura. No obstante, para muchos pueblos indígenas y comunidades locales litorales, la recolección de invertebrados bentónicos, en particular las especies de zonas intermareales, es una importante contribución a su cultura y a la seguridad alimentaria de sus comunidades (IPBES, 2018a, b; IPCC, 2019).
- El aumento de la temperatura de la superficie marina ha propiciado la ampliación de la zona de distribución de las especies a escala mundial, incluso hacia las aguas

de Tasmania, en el Pacífico Sur (Pecl et al., 2014), y ello afectará probablemente a la pesca de la región y es posible que repercuta en el turismo y en los servicios ecosistémicos.

- Los cambios de origen climático en la distribución de muchos invertebrados bentónicos podrían provocar el aumento, la disminución o la extinción local de especies de las que las comunidades costeras dependen para alimentarse, o incluso la aparición de nuevas especies con usos alimentarios (IPCC, 2019).
- En varios estudios se señala que las zonas de distribución de los invertebrados sésiles se desplazan hacia los polos a un ritmo más lento que las de los peces, pero también se considera más probable que los invertebrados bentónicos respondan directamente a los cambios de temperatura y pH (IPCC, 2019).
- Las especies invasoras, como el cangrejo de las nieves, favorecen el aumento de la explotación comercial en el mar ártico de Barents (Jørgensen et al., 2019), mientras que el cangrejo *Portunus segnis*, un migrante lessepsiano que se propaga en el

Mediterráneo, se alimenta de peces, moluscos con concha, crustáceos y materia orgánica, lo cual tiene efectos considerables en los procesos tróficos de los ecosistemas autóctonos, y hospeda además diversos parásitos (Rabaoui et al., 2015).

- En las regiones de África y de Asia y el Pacífico, los efectos de los invertebrados bentónicos invasores aumentan el riesgo de que las necesidades de seguridad alimentaria no lleguen a satisfacerse (IPBES 2018b, c).
- En el Mediterráneo, el desarrollo de las infraestructuras (p. ej., la modificación de los hábitats para acomodar buques), que repercute directamente en especies protegidas (p. ej., *Cladocora caespitosa*) y de importancia comercial, disminuye el valor de los servicios ecosistémicos marinos.

Pese a que se han logrado algunos progresos, sigue siendo necesario colmar la enorme laguna de conocimientos acerca de los efectos de la pérdida de biodiversidad en las comunidades, las economías y el bienestar humano. Comprender las causas subyacentes de los cambios requiere estudios de series cronológicas reiterados.

4. Respuestas internacionales y gubernamentales

Hay varias iniciativas en curso que indican que proteger la biodiversidad marina, tanto en las zonas sujetas a jurisdicción nacional como fuera de ellas, es una prioridad creciente. Entre esas iniciativas se incluyen procesos científicos, como la *Evaluación Mundial de los Océanos*, y procesos jurídicos, como la conferencia intergubernamental sobre un instrumento internacional jurídicamente vinculante en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional, además de iniciativas de organizaciones intergubernamentales, como la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos.

La resolución 61/105 de la Asamblea General, de 8 de diciembre de 2006, relativa a la pesca sostenible, en la que la Asamblea pidió que en la pesca con aparejos que entraban en contacto con el fondo marino se evitaran los efectos negativos graves para los ecosistemas marinos vulnerables, ha ejercido particular influencia en la pesca marina. Las orientaciones de expertos suministradas por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (FAO, 2009) ayudaron a los Estados y a las organizaciones regionales de ordenación pesquera a determinar los ecosistemas marinos vulnerables y a administrar la pesca de conformidad con la resolución.

Las medidas adoptadas de conformidad con la resolución 61/105 mejoraron los esfuerzos de las organizaciones regionales de ordenación

pesquera por gestionar el impacto de la pesca en la biodiversidad. Las vedas espaciales y temporales selectivas y las reglas de traslado, que se imponen cuando se detectan indicadores de la presencia de ecosistemas marinos vulnerables, se aplican ahora en combinación con una serie de enfoques de ordenación espacial basados en niveles de captura objetivo y límite y con medidas de reglamentación de los aparejos y el esfuerzo. El propósito es intentar que los impactos de la pesca en las especies objetivo, las especies capturadas de forma incidental, los hábitats de los fondos marinos y las comunidades ecológicas se mantengan dentro de niveles ecológicos seguros (García et al., 2014). El desempeño de las organizaciones regionales de ordenación pesquera en el cumplimiento del mandato de proteger los hábitats y las especies de los fondos marinos ha diferido en el tiempo y entre las propias organizaciones (Gianni et al., 2016), pero los marcos de actuación se consideran sólidos y se están haciendo progresos (Bell et al., 2019).

4.1. Medidas gubernamentales recientes

- Algunas naciones del Ártico y del Atlántico Norte han incluido en sus estudios científicos nacionales de evaluación de peces y camarones la vigilancia a largo plazo, de forma eficiente en función del tiempo y el costo, de las capturas incidentales de invertebrados con redes de arrastre (Jørgensen et al., 2017).
- En el Pacífico Sur, las políticas públicas de Nueva Zelanda⁶ prohíben la pesca de arrastre y el dragado de fondo para conservar el medio ambiente de los fondos marinos en las zonas de veda de montes submarinos y en las zonas de protección bentónica, y existen pruebas de que las es-

pecies bentónicas de interés de esas zonas se han beneficiado de dichas prohibiciones (Kelly et al., 2000).

- Con respecto al Ártico, en 2019 el Gobierno de Noruega cerró 442.022 km² del mar de Barents a la pesca de arrastre de fondo.⁷
- En el océano Pacífico Norte y en el mar de Bohai se introdujeron medidas de restauración ecológica estricta y de conservación de los recursos pesqueros en 2018.⁸
- En la ensenada del océano Índico, pese a que existen normas y reglamentos para proteger el ecosistema marino de los peligros y las actividades destructivas, su aplicación efectiva sigue siendo mínima.
- En cuanto al Mediterráneo, el estado de conservación de las esponjas ha sido objeto de una evaluación local reciente en la ecorregión del Egeo (Gerovasileiou et al., 2018).
- Las autoridades competentes de los Estados miembros de la Unión Europea están aplicando la Directiva marco sobre la estrategia marina.⁹ En las zonas de aplicación, la integridad del suelo marino se encontrará en un nivel que garantice que la estructura y las funciones de los ecosistemas están resguardadas y que los ecosistemas benthicos no sufren efectos adversos. El segundo ciclo de los planes de aplicación de la Directiva¹⁰ confiere mayor protección frente a los impactos de la pesca a los accidentes geográficos submarinos importantes para los invertebrados bentónicos. Ello implica, entre otras cosas, prohibir los aparejos móviles que entran en contacto con el fondo a profundidades inferiores a 50 m con el fin de proteger los hábitats vulnerables, como las praderas de fanerógamas marinas.

⁶ Véase www.mpi.govt.nz/dmsdocument/7242-compliance-fact-sheet-7-benthic-protection-areas-and-sea-mount-closures.

⁷ Véase <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2011-07-01-755>.

⁸ Véase www.mee.gov.cn/xxgk/xxgk03/201812/t20181211_684232.html.

⁹ Se puede consultar en <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32008L0056>.

¹⁰ Véase https://mcc.jrc.ec.europa.eu/main/dev.py?N=24&O=202&titre_chap=D6%20Sea-floor%20integrity&titre_page=Implementation#2016331103713.

La Meta 11 de Aichi para la Diversidad Biológica del Convenio sobre la Diversidad Biológica,¹¹ otra importante iniciativa de política mundial, reviste importancia directa para los invertebrados bentónicos. En dicha iniciativa se pide una sólida estrategia de conservación basada en un sistema de áreas protegidas administrado de manera eficaz y equitativa, ecológicamente representativo y bien conectado (véase también Kenchington et al., 2019) y en otras medidas de conservación eficaces basadas en áreas, integradas en paisajes marinos más amplios (véanse también los caps. 26 y 27). La Meta 11 incluye la determinación y la delimitación espacial de las áreas de protección a escalas que coincidan con las necesidades espaciales y temporales de los componentes de la biodiversidad.

Con ese enfoque se pretende lograr resultados positivos y sostenidos a largo plazo en materia de conservación de la biodiversidad, en particular la diversidad de los invertebrados de los fondos marinos y las funciones y servicios ecosistémicos conexos y, según proceda, los valores culturales, espirituales y socioeconómicos y otros valores de importancia local.

Esos avances podrían resultar particularmente beneficiosos para la biodiversidad de los invertebrados bentónicos dado que, como se documenta en el presente subcapítulo, los hábitats

de los fondos marinos experimentan presiones e impactos procedentes de muchos sectores y sus actividades conexas y son tan diversos que la eficacia de determinados tipos de medidas de conservación varía mucho en función de las condiciones ambientales específicas, la historia y las combinaciones de presiones antropógenas, incluido el cambio climático

En general, el aumento de la cobertura de la red de áreas marinas protegidas debería reducir las presiones sobre los invertebrados bentónicos y facilitar la recuperación de las zonas afectadas. La Meta 11 de Aichi para la Diversidad Biológica contribuye a crear conciencia sobre la necesidad de que las estrategias de conservación trasciendan la protección de áreas marinas individuales aisladas (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2011). Las redes de áreas marinas protegidas son herramientas de conservación de la biodiversidad fundamentales, diseñadas para mejorar la protección de la biodiversidad marina al incluir escalas temporales que reflejan mejor la distribución de las especies a lo largo de su ciclo biológico. La Meta 11 también promueve la conservación transfronteriza al reconocer el papel vital de la gobernanza y de los factores económicos, sociales y ecológicos que ejercen una influencia combinada en los resultados ecológicos (Meehan et al., 2020).

5. Consecución de los Objetivos de Desarrollo Sostenible pertinentes¹² y contribución al cumplimiento de la Meta 11 de Aichi para la Diversidad Biológica

Las tendencias negativas actuales de la biodiversidad y los ecosistemas frustrarán el progreso hacia el cumplimiento de la Meta 11 de Aichi para la Diversidad Biológica, con la que se pretende lograr, para 2020, la conservación del 10 % de las zonas costeras y marinas de particular importancia para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos por medio de sis-

temas de áreas protegidas administrados de manera eficaz y equitativa, ecológicamente representativos y bien conectados y de otras medidas de conservación eficaces basadas en áreas, y su integración en el paisaje terrestre y marino más amplio.

¹¹ Véase www.cbd.int/sp/targets/rationale/target-11/.

¹² Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

6. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos y creación de capacidad

6.1. Carencias de conocimientos

- Sigue habiendo pocos estudios sobre el efecto de las áreas protegidas.
- En los exámenes no se desglosan los impactos (p. ej., el cambio climático, la explotación de los recursos y la contaminación) en la biodiversidad marina por grupos de especies. Ello limita los conocimientos acerca del valor y la importancia de los invertebrados para el bienestar humano.
- Faltan estudios de referencia sobre la biodiversidad (acerca de ecorregiones o de hábitats que son focos de biodiversidad) de la zona mesofótica, las cuevas submarinas y muchos de los miles de montes submarinos de todo el mundo.

6.2. Carencias de creación de capacidad en este ámbito

- La protección nacional e internacional de los fondos marinos a gran escala debe continuar a fin de mantener la biodiversidad bentónica y de evitar que se eliminen especies antes incluso de haber sido descritas.
- Lo más urgente es confeccionar listas de especies con zonas de distribución geográfica restringidas, a menudo derivadas de necesidades especializadas en cuanto al hábitat. Incluso si se describieran 100 unidades taxonómicas cada año durante el próximo decenio solo se añadirían 1.000

especies antes del momento en el que algunos expertos prevén que dará comienzo la explotación minera de los fondos marinos a escala comercial (Glover et al., 2018).

- Para incrementar los conocimientos sobre la biodiversidad y la comprensión de los ecosistemas, los cruceros nacionales de evaluación periódica del medio marino deberían notificar las capturas científicas tanto buscadas como no buscadas.
- Se debería dar prioridad a la gestión integrada de los océanos para coordinar la conservación y la ordenación entre todas las actividades pertinentes.
- Los responsables de la gestión deberían elaborar y aplicar medidas comunes y bien definidas para determinar en aguas nacionales e internacionales los hábitats bentónicos en proceso de deterioro y dar respuesta a sus necesidades.
- Se precisan estudios para determinar los efectos en los ecosistemas de la reducción o la pérdida de bentos, en particular en el contexto de las interacciones de las redes alimentarias.
- Se precisan estudios para determinar qué efecto tendría en el suministro de alimentos la desaparición de comunidades de bentos objeto de recolección.
- Es necesario evaluar el impacto acumulativo de las fuerzas motrices y las presiones que pueden ejercer un efecto combinado en la biodiversidad marina.

Bibliografía

- Betti, F., et al. (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., et al. (2015). Climate change and marine benthos: a review of existing research and future directions in the North Atlantic. En *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, eds. Henning Reiss et al., vol. 6, No. 2, págs. 203 a 223.

- Clark, Malcolm R., et al. (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, et al. (2014). Marine regions: towards a global standard for georeferenced marine names and boundaries. *Marine Geodesy*, vol. 37, No. 2, págs. 99 a 125.
- Consejo Editorial del WoRMS (2019). Registro Mundial de Especies Marinas (WoRMS). 2019. www.marinespecies.org/. doi:10.14284/170.
- Cooper, K. M., y 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., et al. (2016). The invasion of the azooxanthellate coral *Tubastraea* (Scleractinia: Dendrophylliidae) throughout the world: history, pathways and vectors. *Biological Invasions*, vol. 19, No. 1, págs. 283 a 305.
- Cruz, Igor C. S., et al. (2018). Marginal coral reefs show high susceptibility to phase shift. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 135, págs. 551 a 561.
- Deidun, Alan, et al. (2015). First characterisation of a *Leiopathes glaberrima* (Cnidaria: Anthozoa: Antipatharia) forest in Maltese exploited fishing grounds. *Italian Journal of Zoology*, vol. 82, No. 2, págs. 271 a 280.
- Eddy, Tyler D., et al. (2017). Ecosystem effects of invertebrate fisheries. *Fish and Pesca*, vol. 18, No. 1, págs. 40 a 53.
- EMODnet Bathymetry Consortium (2016). EMODnet Digital Bathymetry (DTM 2016). EMODnet Bathymetry Consortium. <https://sextant.ifremer.fr/record/c7b53704-999d-4721-b1a3-04ec60c87238/>.
- Ferrario, Filippo, et al. (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, versión 3. Consultado el 25 de octubre de 2019. <https://doi.org/10.14284/323>.
- Frölicher, T. L., y C. Laufkötter (2018). Emerging risks from marine heat waves. *Nature Communications*, vol. 9, art. 650.
- Garbary, David J., et al. (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, págs. 3 a 15.
- García-March, J. R., et al. (2007). Preliminary Data on the Pinna Nobilis Population in the Marine Protected Area of Rđum Il-Majjiesa to Ras Ir-Raheb (N.W. Malta). Poster Presented at the European Symposium on MPAs as a Tool for Pesca Management and Ecosystem Conservation. Murcia.
- GEBCO (2015). The GEBCO_2014 Grid, versión 20150318n.d. GEBCO. Consultado el 25 de octubre de 2019. www.gebco.net/.
- Genevier, L. G., et al., 2019. Marine heatwaves reveal coral reef zones susceptible to bleaching in the Red Sea. *Global Change Biology*, vol. 25, No. 7, págs. 2338 a 2351.
- Gerovasileiou V., et al. (2018). Assessing the regional conservation status of sponges (Porifera): the case of the Aegean ecoregion. *Mediterranean Marine Science*, vol. 19, No. 3, págs. 526 a 537. doi: 10.12681/mms.14461.
- Glover, Adrian G., et al. (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*. Nueva 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, págs. 63 a 78.

- Grebmeier Jacqueline, et al. (2015). Ecosystem characteristics and processes facilitating persistent macrobenthic biomass hotspots and associated benthivory in the Pacific Arctic. *Progress in Oceanography*, vol. 136, págs. 92 a 114.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2019). Resumen para responsables de políticas. En Informe especial del IPCC sobre el océano y la criosfera en un clima cambiante. www.ipcc.ch/site/assets/uploads/sites/3/2020/07/SROCC_SPM_es.pdf.
- Hernández-Delgado, E. A., et al. (2020). Hurricane Impacts and the Resilience of the Invasive Sea Vine, *Halophila stipulacea*: a Case Study from Puerto Rico. *Estuaries and Coasts*, págs. 1 a 21.
- Heron, Scott Fraser, et al. (2017). *Impacts of climate change on World Heritage coral reefs: A first global scientific assessment*. Paris: UNESCO
- Hiddink, Jan Geert, et al. (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, págs. 8301 a 8306.
- Hiddink, J. G., et al. (2019). Assessing bottom trawling impacts based on the longevity of benthic invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, vol. 56, No. 5, págs. 1075 a 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., et al. (2018). Large-scale bleaching of corals on the Great Barrier Reef. *Ecology*, vol. 99, No. 2, págs. 501 a 501.
- Jørgensen, Lis L., et al. (2017). Benthos. En State of the Arctic Marine Biodiversity Report, págs. 85 a 107. Conservation of Arctic Flora and Fauna (CAFF).
- _____ (2019). Impact of multiple stressors on sea bed fauna in a warming Arctic. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 608, págs. 1 a 12.
- Kelly, S., et al. (2000). Spiny lobster, *Jasus edwardsii*, recovery in Nueva Zelandia marine reserves. *Biological conservation*, vol. 92, No. 3, págs. 359 a 369.
- Kenchington, Ellen, et al. (2006). Effects of experimental otter trawling on benthic assemblages on Western Bank, northwest Atlantic Ocean. *Journal of Sea Research*, vol. 56, págs. 249 a 270. 10.1016/j.seares.2006.03.010.
- Kenchington, Ellen, et al. (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, págs. 85 a 103.
- Kibria, Golam, et al. (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, págs. 393 a 402.
- Krumhansl, Kira A., et al. (2016). Global patterns of kelp forest change over the past half-century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 48, págs. 13785 a 13790.
- Le Nohaïc, Morane, et al. (2017). Marine heatwave causes unprecedented regional mass bleaching of thermally resistant corals in northwestern Australia. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 14999.
- Ling, Scott D., y 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 Assessment Report on Climate Changes and Their Consequences in the Russian Federation*. Moscow: ROSHYDROMET. pp. 684–743.
- Lysenko, V. N., et al. (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, págs. 140 a 144.
- Mallick, Debbrota, et al. (2016). Seasonal variability in water chemistry and sediment characteristics of intertidal zone at Karnafully estuary, Bangladesh. *Pollution*, vol. 2, No. 4, págs. 411 a 423.
- Mantelatto, Marcelo Checoli, et al. (2018). Invasion of aquarium origin soft corals on a tropical rocky reef in the southwest Atlantic, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 130, págs. 84 a 94.
- Matheson, K., et al. (2016). Linking eelgrass decline and impacts on associated fish communities to European green crab (*Linnaeus 1758*) invasion. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 538, págs. 31 a 45.
- McCauley, Douglas J., et al. (2015). Marine defaunation: Animal loss in the global ocean. *Science*, vol. 347, No. 6219, 1255641.
- Meehan, Mairi C., et al. (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., et al. (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, págs. 255 a 261.
- Miller, Kathryn A., et al. (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., et al. (2015). Spatio-temporal variations of microbenthic annelid community of the Karnafuli River Estuary, Chittagong, Bangladesh. *International Journal of Marine Science*, vol. 5, No. 26, págs. 1 a 11.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Neves, R. A. F., et al. (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, págs. 577 a 589.
- Nosova, Tatyana, et al. (2018). Structure and long-term dynamics of zoobenthos communities in the areas of scallop *Chlamys islandica* beds at Kola Peninsula. *Izvestiya TINRO*, vol. 194, págs. 27 a 41. <https://doi.org/10.26428/1606-9919-2018-194-27-41>.
- OBIS (2019). Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos. 2019. www.obis.org/.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2009). *Directrices Internacionales para la Ordenación de las Pesquerías de Aguas Profundas en Alta Mar*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma, 2009. www.fao.org/documents/card/es/c/b02fc35e-a0c4-545a-86fb-4fc340e13b52/
- Pecl, Gretta, et al. (2014). Redmap: ecological monitoring and community engagement through citizen science. *Tasmanian Naturalist*, vol. 136, págs. 158 a 164.
- Pessoa, L. A., et al. (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* (avance).
- Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (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 et al. Bonn (Alemania): secretaría de la IPBES.
- _____ (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 et al. Bonn (Alemania): secretaría de la IPBES.

- _____ (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 et al. Bonn (Alemania): secretaría de la 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. eds. Sandra Díaz et al. París (Francia): secretaría de la IPBES.
- Provoost, Pieter, y 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, et al. (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, págs. 169 a 175.
- Ramalho, Sofia P., et al. (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, págs. 131 a 145.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2011). Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011-2020: fundamento técnico provisional, posibles indicadores e hitos sugeridos para las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica. Japón: Nagoya.
- Simboura, N., et al. (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, págs. 3809 a 3821.
- Snelgrove, P. V. R., et al. (1997). The importance of marine sediment biodiversity in ecosystem processes, *Ambio*, vol. 26, págs. 578 a 583.
- Officer, C. B., et al. (1982). Benthic filter feeding: a natural eutrophication control. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 9, págs. 203 a 210.
- Stuart-Smith, Rick D., et al. (2018). Ecosystem restructuring along the Great Barrier Reef following mass coral bleaching. *Nature*, vol. 560, págs. 92 a 96.
- Tsiamis, Konstantinos, et al. (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, págs. 429 a 435.
- Valiela, Ivan (1995). *Marine Ecological Processes*. Nueva York, Springer-Verlag, 2ª edición.
- Vandepitte, Leen, et al. (2018). A decade of the World Register of Marine Species a 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., et al. (2018). The characteristics and changes of the species and quantity of macrobenthos in Yueqing Bay. *Marine Sciences*, vol. 6, págs. 78 a 87 (en chino, con resumen en inglés).
- Warchol, Greg, y Michael Harrington (2016). Exploring the dynamics of South Africa's illegal abalone trade via routine activities theory. *Tendencias in Organized Crime*, vol. 19, No. 1, págs. 21 a 41.
- Yesson, Chris, et al. (2016). The impact of trawling on the epibenthic megafauna of the west Groenlandia shelf. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 3, págs. 866 a 876.
- Zakharov, Denis V., et al. (2018). Diet of the snow crab in the Barents Sea and macrozoobenthic communities in the area of its distribution. *Trudy VNIRO*. vol. 172, págs. 70 a 90 (en ruso).
- Zalota, Anna K., et al. (2018). Development of snow crab *Chionoecetes opilio* (Crustacea: Decapoda: Oregonidae) invasion in the Kara Sea. *Polar Biology*, vol. 41, No. 10, págs. 1983 a 1994..

Adición del Grupo de Expertos del Proceso Ordinario de Presentación de Informes y Evaluación del Estado del Medio Marino a Escala Mundial, incluidos los Aspectos Socioeconómicos

Estado de los invertebrados pelágicos: cefalópodos

De las 750 especies examinadas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN), solo una está clasificada en la categoría En Peligro Crítico, dos, en la categoría En Peligro y otras dos, en la categoría Vulnerable, todas ellas especies de pulpos Dumbo de aguas profundas (UICN, 2020).

Sin embargo, se considera que pertenecen a la categoría Datos Insuficientes más de 419 especies, entre las que se encuentran muchos habitantes de los fondos marinos (UICN, 2020). En 2017 se añadieron al apéndice II de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres diez especies de nautilus para reglamentar su comercio internacional.

Aunque la información disponible sobre muchos habitantes de las profundidades marinas sigue siendo escasa, los recientes avances en la investigación de los fondos marinos han incrementado la comprensión de la ecología y la biología de los cefalópodos de esos hábitats. En el océano Pacífico central se han observado los comportamientos de apareamiento y reproducción del calamar de aguas profundas *Chiroteuthis* spp., que son difíciles de presenciar (Vecchione, 2019). En 2019 se filmó en el golfo de México un ejemplar de calamar gigante, la especie de mayor tamaño (hasta 12 o 13 m) y una de las más enigmáticas, en lo que no fue más que el segundo registro de la especie desde que se la observó por primera vez en 2012. El análisis del ADN mitocondrial de 43 ejemplares recogidos en el océano Pacífico Norte, el océano Atlántico y Oceanía apoya la hipótesis de que los calamares gigantes conforman una sola especie (*Architeuthis dux*) (Winkelmann et al., 2013). Los cambios onto-

génicos en la estrategia de alimentación del calamar vampiro (*Vampyroteuthis infernalis*) se han corroborado mediante análisis de isótopos estables (Golikov et al., 2019).

En trabajos recientes se ha detectado una tendencia común de aumento multidecenal en las tasas de captura de decenas de especies de cefalópodos con diferentes estrategias biológicas y ecológicas (demersales, bentopelágicas y pelágicas) en diversas regiones oceánicas (Doubleday et al., 2016). Esa proliferación se ha atribuido a que, gracias a su rápido crecimiento y a su desarrollo flexible, gozan de gran adaptabilidad y resiliencia frente a las fluctuaciones ambientales. Como ejemplo, se ha considerado que la reducción de la zona mínima de oxígeno en el sistema de la corriente de California optimiza las condiciones de alimentación del calamar de Humboldt (*Dosidicus gigas*), lo cual ha propiciado que la especie prospere y amplíe su zona de distribución hacia el norte, hasta el golfo de Alaska (Stewart et al., 2014). En el mar del Norte, se cree que la tendencia de calentamiento registrada desde mediados de la década de 1980 hasta mediados de la década de 2010 ha sido responsable del incremento de la abundancia general de varias especies de calamares y de la extensión septentrional de su zona de distribución (Van der Kooij et al., 2016). El calentamiento futuro del océano Ártico podría facilitar la extensión transártica de la sepia común (*Sepia officinalis*) a las aguas septentrionales del Canadá para 2300 (Xavier et al., 2016). El calentamiento de las aguas australianas asociado a la expansión de la corriente de Australia oriental hacia el polo está facilitando la expansión de la zona de distribución del pulpo tétrico (*Octopus tetricus*) (Ramos et al., 2018).

Bibliografía

- Doubleday, Zoë A., et al. (2016). Global proliferation of cephalopods. *Current Biology*, vol. 26, No. 10, págs. R406 a R407.
- Golikov, Alexey V., et al. (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>.
- Ramos, Jorge E., et al. (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., et al. (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, págs. 1832 a 1843. <https://doi.org/10.1111/gcb.12502>.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (2020). Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. www.iucnredlist.org/es/.
- Van der Kooij, Jeroen, et al. (2016). Climate change and squid range expansion in the North Sea. *Journal of Biogeography*, vol. 43, No. 11, págs. 2285 a 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. <https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00403>.
- Winkelmann, Inger, et al. (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. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.0273>.
- Xavier, José C., et al. (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>

Capítulo 6C

Peces

Contribuidores: Thomas J. Webb (coordinador), Maria José Juan-Jordá, Hiroyuki Motomura, Francisco Navarrete-Mier, Bat Nguen Khac, Henn Ojaveer (responsable del subcapítulo), Hazel A. Oxenford, Chul Park (responsable del capítulo), Clive Roberts, Mudjekeewis D. Santos, Tracey Sutton y Michael Thorndyke.

Ideas clave

- Aprovechar los datos existentes y desarrollar herramientas y repositorios mundiales abiertos proporciona un panorama mundial de la diversidad de los peces marinos, con 17.762 especies conocidas, incluidas las 238 especies descritas desde que se publicó la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017e).
- Si bien los conocimientos sobre la biodiversidad de los peces marinos superan los conocimientos sobre muchos otros taxones marinos, confeccionar un inventario completo requerirá seguir mejorando tanto la infraestructura taxonómica y biosistemática como la exploración y caracterización de los océanos.
- La Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) ha evaluado el estado de conservación de más de la mitad de las especies de peces marinos conocidas, alrededor de un tercio de ellas desde que se publicó la primera Evaluación.
- De las especies de peces cuyo estado de conservación se ha evaluado, aproximadamente el 6 % de los peces óseos, casi el 50 % de los elasmobranchios, el 10 % de las quimeras y las dos especies de celacantos están amenazadas o casi amenazadas de extinción.
- La capacidad de documentar y comprender la diversidad de los peces marinos sigue aumentando, pero continúa habiendo importantes lagunas respecto de determinados grupos ecosistémicos (p. ej., los peces mesopelágicos) y de la previsión de las respuestas a factores de estrés externos múltiples y simultáneos.

1. Introducción

En el presente subcapítulo se tratan la taxonomía, la distribución, el hábitat y el estado de conservación de los peces marinos, haciendo hincapié en los cambios que se han producido en los conocimientos generales sobre la cuestión desde la primera Evaluación. También se examinan brevemente las consecuencias que tiene para la humanidad la alteración de la diversidad ictiológica y se ofrece información sobre regiones concretas. El subcapítulo concluye con las perspectivas sobre la biodiversidad de los peces, incluidas las carencias que persisten en materia de conocimientos y capacidad. Se tienen en cuenta las 17.762 especies de la superclase Pisces con validez taxonómica que figuran en el Registro Mundial de Especies Marinas (WoRMS) (WoRMS, 2019), a saber, los peces óseos (clase *Actinopterygii*, con 16.503 especies), los tiburones y las rayas (clase *Elasmobranchii*, con 1.202 especies), las quimeras (clase *Holocephali*, con 55 especies) y los celacantos (clase *Coelacanthi*, con 2 especies).

La biomasa mundial de los peces marinos es aproximadamente cuatro veces mayor que la biomasa total del conjunto de las aves y los mamíferos (Bar-On et al., 2018), y los peces

constituyen una parte importante de la biodiversidad marina. Aproximadamente el 70 % de la biomasa ictiológica marina está compuesta por peces mesopelágicos, sus zonas de distribución estimadas son amplias y se encuentran a profundidades de entre 200 y 1.000 m (Irigoien et al., 2014; Hidalgo y Browman, 2019). Los peces viven en todos los océanos del mundo y en un amplio rango de profundidad. Por ejemplo, el pez caracol *Pseudoliparis swirei* se ha observado vivo en aguas más profundas, se describió oficialmente en 2017 y vive a más de 8.000 m de profundidad en la fosa de las Marianas (océano Pacífico) (Linley et al., 2016; Gerring et al., 2017). Los peces desempeñan un papel fundamental en las redes alimentarias marinas, como depredadores y como presas, y a menudo cambian de puesto en las redes alimentarias en su ciclo vital, como las larvas planctónicas que se transforman en adultos depredadores. La biodiversidad ictiológica varía según los hábitats. En el sistema Fishbase, el análisis de los hábitats a los que se vinculan 17.246 especies (el 97 % de todas las especies conocidas) muestra que la mayoría de los peces óseos son demersales o están vin-

culados a arrecifes, mientras que la mayoría de las especies de tiburones y rayas, quimeras y celacantos son demersales o batidemersales (cuadro 1).

La biodiversidad ictiológica está cambiando, y los peces son sensibles a los cambios ambientales derivadas de presiones externas (Comte y Olden, 2017) y a la explotación mediante la pesca (cap. 15), lo cual tiene implicaciones para el bienestar humano (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2018). En la primera Evaluación se incluyeron capítulos sobre los problemas de conservación de las 1.088 especies de tiburones y otros elasmobranquios (Naciones Unidas, 2017c) y de las 25 especies de atunes y espadones (ibid., 2017d). Además, en los capítulos de síntesis general se puso de manifiesto que los peces se encontraban entre los grupos marinos mejor conocidos (ibid., 2017a, b) y que su diversidad presentaba claros gradientes de latitud y profundidad. Los mecanismos que influyen en la diversidad de los peces son complejos y abarcan la estabilidad y la edad de los ecosistemas, la división de los nichos y la amortiguación de la dominancia por efecto de los depredadores (Rabosky et al., 2018).

En investigaciones recientes se concluyó que la sobreexplotación y la pérdida y degradación de los hábitats representaban graves amenazas para la biodiversidad de los peces marinos, y, si bien los efectos del cambio climático se habían hecho más evidentes, la contaminación no se consideraba una amenaza importante (Arthington et al., 2016). Más tarde han surgido pruebas de que la evaluación científica y la ordenación pesquera eficaz pueden revertir los efectos de la sobreexplotación y dar lugar a aumentos de la abundancia promedio de las poblaciones bien ordenadas, que representan la mitad de las capturas pesqueras mundiales declaradas, si bien la sobreexplotación sigue planteando una amenaza considerable en las regiones donde la ordenación pesquera está menos desarrollada (Hilborn et al., 2020). Los impactos del cambio climático y del estrés térmico en los peces marinos, en particular en las comunidades de peces que viven en los arrecifes de coral, se han agravado (Robinson et al., 2019), al tiempo que han surgido nuevas amenazas, como la contaminación por microplásticos, que suscitan ahora mayor interés investigativo pese a que sus efectos en las poblaciones siguen siendo, en gran medida, inciertos (Villarrubia-Gómez et al., 2018).

Cuadro 1

Número de especies marinas válidas en cada clase taxonómica de peces, según la taxonomía del WoRMS, por categoría de hábitat amplia

Hábitat	Clase							
	<i>Actinopterygii</i>		<i>Elasmobranchii</i>		<i>Holocephali</i>		<i>Coelacanthi</i>	
	Existentes	Descrita desde 2015	Existentes	Descrita desde 2015	Existentes	Descrita desde 2015	Existentes	Descrita desde 2015
Batidemersal	1 785 (11%)	4	314 (26%)	2	38 (69%)	–	–	–
Demersal	5 691 (34%)	11	449 (37%)	5	11 (20%)	3	2 (100%)	–
Bentopelágico	1 422 (9%)	18	131 (11%)	13	4 (7%)	–	–	–
Batipelágico	1 346 (8%)	3	33 (3%)	1	2 (4%)	–	–	–
Pelágico-nerítico	807 (5%)	38	34 (3%)	10	–	–	–	–
Pelágico-oceánico	378 (2%)	1	83 (7%)	11	–	–	–	–
En arrecifes	4 618 (28%)	93	98 (8%)	1	–	–	–	–
Desconocido	456 (3%)	22	60 (5%)	2	–	–	–	–
Total	1 6503	190	1202	45	55	3	2	–

Fuente: Consejo Editorial del WoRMS (2019); Froese y Pauly (2019).

2. Cambios documentados en la biodiversidad ictiológica

Documentar los cambios de la biodiversidad ictiológica requiere examinar la taxonomía de los peces, incluida la descripción de nuevas especies, y la distribución espacial, que puede evaluarse utilizando los registros de presencia para revelar las contracciones o expansiones de la zona de distribución de las especies, y realizar evaluaciones formales del estado de

conservación a fin de señalar las especies de interés para la conservación. También es necesario resumir las conclusiones acerca de los grupos taxonómicos superiores y de los grupos de especies presentes en hábitats similares. Las fuentes de datos primarios utilizadas para cuantificar todos esos elementos de cambio se enumeran en el cuadro 2.

Cuadro 2
Principales tipos de repositorios mundiales de datos sobre los peces marinos

Tipo de datos	Fuente	Referencia
Taxonomía y sistemática	Registro Mundial de Especies Marinas (WoRMS); California Academy of Sciences	WoRMS Editorial Board, 2019; van der Laan et al., 2019; Fricke et al., 2020
Eschmeyer's Catalog of Fishes	Consejo Editorial del WoRMS, 2019; Van der Laan et al., 2019	OBIS, 2018
Fricke et al., 2020	Fishbase	Froese and Pauly, 2019
Datos de presencia mundiales	<i>Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos (OBIS)</i>	OBIS, 2018
Hábitats	<i>Fishbase</i>	Froese y Pauly, 2019
Estado de conservación	<i>Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN</i>	UICN, 2019

2.1. Taxonomía

Desde 2015 se han descrito 238 nuevas especies de peces marinos, que se han añadido al WoRMS (véase el cuadro 1). Casi la mitad (49 %) de los peces óseos de reciente descripción están vinculados a arrecifes, mientras que la mayoría de los elasmobranquios recientemente descritos son pelágicos (véase el cuadro 1). Esa tasa de descripción es de 6 a 7 veces menor que la registrada entre 1999 y 2013, cuando se describía una especie al día (Naciones Unidas, 2017a). Ese esfuerzo taxonómico se complementa con estudios filogenéticos recientes de peces óseos (Rabosky et al., 2018) y de tiburones, rayas y quimeras (Stein et al., 2018).

2.2. Presencia

Los peces siguen bien representados en las bases de datos de presencia mundiales, lo cual aporta información sobre la distribución,

la biogeografía y el análisis macroecológico. En conjunto, en el Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos (OBIS) (OBIS, 2018) se incluyen 20.302.222 registros de presencia de 15.101 especies de peces marinos, y los peces constituyen más de un tercio de todos los registros de presencia. El OBIS dispone ahora de registros de presencia del 85 % de los peces óseos, el 84 % de los elasmobranquios, el 78 % de las quimeras y 1 de las 2 especies de celacantos. Desde que se publicó la primera Evaluación se han añadido un total de 306.913 de registros, que comprenden 4.099 (23 %) especies de peces, incluidos 3.857 (23 %) peces óseos (un total de 241.385 nuevos registros de presencia), 233 (19 %) tiburones y rayas (65.480 nuevos registros), 8 (15 %) quimeras (46 nuevos registros) y 1 de los 2 celacantos (2 nuevos registros). Desde 2015 se han incorporado por primera vez en el OBIS registros de presencia de 76 especies (68 peces óseos y 8 elasmobranquios, con un total

de 153 registros). Principalmente, esas especies son demersales (32 especies) o están vinculadas a arrecifes (13 especies). Cinco de las 238 especies añadidas al WoRMS desde que se publicó la primera Evaluación ya cuentan con registros de presencia en el OBIS.

2.3. Estado de conservación

Los peces marinos son uno de los grupos taxonómicos marinos cuyo estado de conservación está bien evaluado (Webb y Mindel, 2015). La UICN añadió a la Lista Roja de 2019 (UICN, 2019)¹ el 53 % (9.372 especies) de todos los peces marinos, el 44 % (7.756 especies) se clasificó en una categoría distinta de Datos Insuficientes. El 32 % de las evaluaciones de peces marinos (3.008 especies) se ha realizado desde que se publicó la primera Evaluación (2015). Por el momento, dado que no se ha vuelto a evaluar ninguna especie de peces marinos, la Lista Roja de la UICN no puede utilizarse para medir los cambios en el estado de especies individuales. No obstante, en el cuadro 3 se muestra la proporción de especies de cada clase taxonómica clasificadas en cada categoría de amenaza y, en el cuadro 4, la proporción en los hábitats a los que se las vincula. Los métodos ecológicos y basados en características para hacer estimaciones sobre el estado de conservación de las especies en la categoría Datos Insuficientes sugieren que, al menos en el caso de los tiburones y las rayas de aguas europeas, entre la mitad y las dos terceras partes de esa categoría deberían considerarse también en riesgo de extinción (Walls y Dulvy, 2019). Hay pruebas recientes que apuntan que el 24 % del espacio mensual utilizado en promedio por los tiburones está comprendido dentro de la zona de impacto de la pesca pelágica con palangre y que los tiburones pelágicos tienen poco espacio donde refugiarse de los niveles actuales de esfuerzo de pesca en las zonas marinas no sujetas a jurisdicción nacional (Queiroz et al., 2019).

2.4. Avances en materia de conocimientos y capacidad que han contribuido a la evaluación de los cambios en el estado

Los cambios en el estado de las especies que han tenido lugar desde la primera Evaluación se pueden evaluar gracias a los nuevos datos de los programas de vigilancia a largo plazo en curso (p. ej., los estudios internacionales sobre la pesca de arrastre de fondo por el Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM)), la contribución de los observadores a la recopilación de datos científicos, las compilaciones mundiales de evaluaciones de las poblaciones de peces (p. ej., la RAM Legacy Stock Assessment Database) y las evaluaciones de la conservación (p. ej., la Lista Roja de la UICN de 2019), así como a las tecnologías que facilitan la recogida de muestras en nuevos entornos (Linley et al., 2016) y al seguimiento de los movimientos individuales mediante etiquetas satelitales (Curtis et al., 2018). El espectacular crecimiento de los conocimientos sobre la diversidad ictiológica es posible también gracias a la combinación del incremento de la pesca en aguas profundas (hasta los 1.200 m) por buques comerciales y de investigación y del aumento del muestreo en aguas poco profundas, con el que se han descubierto muchas especies crípticas de peces de arrecife en algunas regiones (Gordon et al., 2010). La infraestructura de datos (p. ej., el WoRMS, el OBIS y el portal de datos del CIEM) que vertebra las evaluaciones se ha complementado con nuevas herramientas analíticas que permiten a los usuarios interactuar con las fuentes de datos por medio de programas (Boettiger et al., 2012; Chamberlain, 2018; Chamberlain y Salmon, 2018; Provoost y Bosch, 2019; Millar et al., 2019). Esos avances y herramientas han propiciado el uso de los productos de datos relativos a los peces marinos como indicadores del estado de los ecosistemas marinos (ICES, 2018, 2019).

¹ La búsqueda se centró en las especies de las clases Actinopterygii, Cephalaspidomorphi, Chondrichthyes, Myxini y Sarcopterygii con distribución mundial, en los hábitats oceánicos marinos, béticos marinos profundos, intermareales marinos, costeros o supramareales marinos, o neríticos marinos, con el fin de que abarcara todas las especies de la superclase Pisces incluidas en el Registro Mundial de Especies Marinas (WoRMS) (Véase www.iucnredlist.org/search?permalink=c53bbf34-fec3-4549-8a83-d7630d2bc6bd).

Cuadro 3
Número de especies de peces marinos en cada categoría de la UICN, por clase

Categoría de la UICN	Clase											
	Actinopterygii			Elasmobranchii			Holocephali			Coelacanthi		
	Pre 1a Evaluación	Post 1a Evaluación	Total	Pre 1a Evaluación	Post 1a Evaluación	Total	Pre 1a Evaluación	Post 1a Evaluación	Total	Pre 1a Evaluación	Post 1a Evaluación	Total
Preocupación Menor	4 642	2 071	6 713 (80.6%)	117	201	318 (31.8%)	9	16	25 (54.3%)	-	-	-
Casi Amenazada	70	27	97 (1.2%)	85	22	107 (10.7%)	2	-	2 (4.3%)	-	-	-
Vulnerable	171	39	210 (2.5%)	80	27	107 (10.7%)	-	1	1 (2.2%)	1	1	1 (50%)
En Peligro	45	18	63 (0.8%)	29	15	44 (4.4%)	-	-	-	-	-	-
En Peligro Crítico	25	2	27 (0.3%)	14	24	38 (3.8%)	-	-	-	1	-	1 (50%)
Extinta en Estado Silvestre o Extinta	2	-	2 (0.02%)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Datos Insuficientes	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

Nota: "Pre 1a Evaluación" indica el número de especies de más reciente evaluación antes de 2015; en la columna "Post 1a. Evaluación" se indica el número de especies evaluadas desde 2015. También se muestran el número total de especies de cada clase en cada categoría de la UICN y el porcentaje de todas las especies de cada clase clasificadas en cada categoría de la UICN. En la última fila se muestran el número total de especies de cada clase evaluadas antes y después de la primera Evaluación y el porcentaje de todas las especies de esa clase que han sido evaluadas

Cuadro 4

Número de especies de peces marinos en cada categoría de la UICN, por hábitat al que se las vincula

	No evaluadas		Datos Insuficientes		No amenazadas		Amenazadas	
	Número de especies	Porcentaje de todas las especies conocidas	Número de especies	Porcentaje de especies evaluadas por la UICN	Número de especies	Porcentaje de especies evaluadas por la UICN	Número de especies	Porcentaje de especies evaluadas por la UICN
Batidemersal	1 325	61.9	285	34.9	491	60.1	41	5.0
Demersal	3 060	49.7	617	19.9	2 169	69.9	317	10.2
Bentopelágico	936	60.0	124	19.8	440	70.4	61	9.8
Batipelágico	594	42.7	140	17.6	452	81.9	4	0.5
Pelágico (nerítico)	351	41.6	120	24.4	335	68.1	37	7.5
Pelágico (oceánico)	187	40.5	41	14.9	202	73.5	32	11.6
Vinculado a arrecifes	1 561	33.0	262	8.3	2 712	85.5	198	6.2
Desconocido	425	82.2	27	29.3	55	59.8	10	10.9

Nota: Los porcentajes de la columna “No evaluadas” indican el porcentaje de todas las especies conocidas y vinculadas a un hábitat concreto que no han sido evaluadas por la UICN. Los porcentajes de las demás columnas corresponden a los de las especies evaluadas por la UICN que han sido clasificadas en cada categoría. Las categorías de la UICN Preocupación Menor y Riesgo Bajo/Preocupación Menor se combinan en la columna “No amenazadas”, y las categorías Casi Amenazada, Vulnerable, En Peligro, En Peligro Crítico, Extinta en Estado Silvestre y Extinta se combinan en la columna “Amenazadas”.

3. Consecuencias de los cambios en la biodiversidad para las comunidades, las economías y el bienestar humano

Los cambios en la biodiversidad de los peces tienen consecuencias directas e inmediatas para las comunidades, las economías y el bienestar humano por sus repercusiones en la pesca comercial, recreativa y de subsistencia, así como en las fuentes alternativas de ingresos procedentes de los ecosistemas marinos, como el turismo (FAO, 2018). Los peces son fundamentales para lograr el Objetivo de Desarrollo Sostenible 14, relativo a conservar y utilizar sosteniblemente los recursos marinos,² varios de cuyos indicadores se relacionan di-

rectamente con el papel que desempeñan los peces en el suministro sostenible de alimentos (véase el cap. 15). Mejorar los conocimientos acerca de la distribución y la abundancia de los peces marinos en particular es clave para hacer el seguimiento de los progresos en la consecución de la meta 14.4 (reglamentar eficazmente la explotación pesquera). Para aumentar los beneficios económicos que los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados obtienen del turismo (meta 14.7) será necesario comprender la

² Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

distribución y el estado de las especies de peces emblemáticas, ya sean individuales, como las mantarrayas (Kessel et al., 2017), o agrega-

ciones, como los peces de los arrecifes de coral (Wabnitz et al., 2018).

4. Principales cambios y consecuencias regionales

4.1. Océano Atlántico Norte

En el Atlántico Norte y las zonas adyacentes, la presión sobre las poblaciones de peces muestra una tendencia descendente general en el período comprendido entre 2003 y 2017, con una mediana de mortalidad por pesca estabilizada en 1,0. El indicador de presión (F/F_{msy}) se ha mantenido en 2,2 en el Mediterráneo y el mar Negro. El número de poblaciones dentro de límites biológicos seguros casi se ha duplicado, de 15 en 2003 a 29 en 2017, y el mayor incremento se ha producido en el golfo de Vizcaya y en las aguas ibéricas, donde ha crecido de 2 a 8. El volumen total de biomasa ha seguido evolucionando de forma positiva, con un crecimiento de alrededor del 36 %. En el Mediterráneo y el mar Negro, la biomasa de población reproductora no presentó aumentos importantes en 2016 respecto de 2003. En el Atlántico Noroccidental se produjo un cambio notable en la estructura de la comunidad ictiológica de resultados del colapso de las poblaciones de bacalao y caballa debido a la sobrepesca (Shelton y Sinclair, 2008; Van Beveren et al., 2020).

En el mar Báltico, entre 1971 y 2013 se observaron tendencias graduales a largo plazo, en lugar de cambios abruptos, en la diversidad funcional y en la composición de las comunidades atendiendo a características múltiples (Törnroos et al., 2018). Existen tres subagregaciones a lo largo de un fuerte gradiente de salinidad oeste-este, con baja redundancia funcional en el Báltico propiamente dicho en comparación con otras subzonas, lo cual sugiere un ecosistema más susceptible a las presiones externas (Frelat et al., 2018). En el mar del Norte, los indicadores taxonómicos y basados en características aportan nuevas pruebas de la estructura en agregaciones de peces y ponen de relieve los efectos poliédricos de las fuerzas motrices que ejercen esos cambios.

En concreto, en la zona central del mar del Norte se observó una disminución de la estructura de tamaño de las comunidades vinculada a los cambios en la pesca, y en la región de la fosa de Noruega se observó un aumento de la estructura de tamaño de las comunidades asociado principalmente al cambio climático, pero no se observó ningún cambio a lo largo de la costa oriental de Escocia, donde la estructura de tamaño de las comunidades se relacionaba más estrechamente con la producción primaria neta (Marshall et al., 2016). En el Mediterráneo, las dinámicas de las poblaciones de peces pelágicos pequeños y medianos están en sincronía con la variabilidad del clima: mientras que la oscilación del Atlántico Norte afecta a sus dinámicas en el Mediterráneo occidental y central, las poblaciones de anchoa y sardina siguen la señal de la oscilación multidecenal del Atlántico en el Mediterráneo oriental y central. Así pues, existen claros patrones subregionales en las dinámicas temporales de los peces pelágicos del Mediterráneo (Tsikliras et al., 2019).

4.2. Océano Atlántico Sur

La región del Gran Caribe alberga una gran biodiversidad y es una importante zona de endemismo ictiológico, puesto que aproximadamente el 50 % de sus peces óseos no se encuentran en ningún otro lugar (Linardich et al., 2017). La diversidad de sus atributos oceanográficos y accidentes hidrográficos da lugar a una variedad de hábitats subtropicales y tropicales, incluidos el 8 % de los arrecifes de coral mundiales y el 6 % de los montes submarinos (Oxenford y Monnereau, 2018). En la biodiversidad de los peces repercuten negativamente la pesca excesiva, la destrucción de hábitats (en particular los arrecifes de coral) y el cambio climático (Jackson et al., 2014; Oxenford y

Monnereau, 2018). Varias especies de peces de gran tamaño están en situación de extinción comercial o en peligro crítico (Linardich et al., 2017). La reducción de la biodiversidad ictiológica está afectando al funcionamiento de los arrecifes de coral del Caribe (Lefcheck et al., 2019) y ello acarrea consecuencias socioeconómicas, sobre todo para los pequeños Estados insulares en desarrollo, donde hasta el 22 % de la fuerza de trabajo está empleada en el sector pesquero (Edwards y Yarde, 2019).

Entre los fenómenos nuevos destaca la proliferación sin precedentes en el Atlántico ecuatorial del alga pelágica Sargassum que, desde 2011, se desplaza hacia el mar Caribe (Wang et al., 2019). Dicho fenómeno ha perjudicado hábitats ictiológicos clave y la biodiversidad ictiológica conexas de las zonas próximas a la costa (Van Tussenbroek et al., 2017; Rodríguez-Martínez et al., 2019), pero ha tenido efectos positivos en algunas especies pelágicas vinculadas a arrecifes, cuyas poblaciones han crecido y ahora sustentan la pesca (p. ej., la cojinúa amarilla (*Carangoides bartholomaei*) y el medregal limón (*Seriola rivoliana*)) (Ramlogan et al., 2017; Monnereau y Oxenford, 2017). La presencia de Sargassum parece haber entorpecido el desembarque de especies pelágicas de alta mar, algunas de las cuales, si bien son más fáciles de pescar, suelen ser juveniles pequeños (p. ej., el dorado *Coryphaena hippurus*), mientras que otras (p. ej., el volador *Hirundichthys affinis*) son más difíciles de capturar (Oxenford et al., 2019; Mecanismo Regional de Pesca del Caribe y Agencia de Cooperación Internacional del Japón, 2019).

4.3. Océano Pacífico Sur

El océano Pacífico Sur comprende varios ecosistemas marinos tropicales, subtropicales y templados de gran biodiversidad, modulados directamente por el fenómeno de El Niño-Oscilación Austral y los monzones. La producción primaria presenta una elevada variabilidad interanual, lo cual da lugar a gran riqueza en la diversidad de los peces marinos, entre los que se cuentan peces de arrecife, especies pelágicas y especies altamente migratorias (p. ej., los atunes, los tiburones y las mantas). La biodiversi-

dad ictiológica de esta región se ve afectada por la pesca (incluida la captura incidental) de peces pelágicos pequeños, tiburones y atunes, y por el cambio climático y la contaminación, que ponen en riesgo los hábitats de cría y empujan a las especies de aguas tropicales hacia aguas templadas. La destrucción de hábitats estratégicos, como los manglares, puede alterar la distribución y la abundancia de las especies de peces que utilizan estas zonas para reproducirse y alimentarse.

Las zonas exploradas del Pacífico Sudoccidental, entre ellas las crestas oceánicas y las cadenas de montañas submarinas, albergan una rica diversidad de peces marinos (Clark y Roberts, 2008; Roberts et al., 2015). Entre la fauna piscícola de las islas tropicales de Melanesia y Polinesia situadas en la parte septentrional del Pacífico Sudoccidental predominan los atributos pacíficos indooccidentales, con gran diversidad pero niveles de endemismo relativamente bajos. En cambio, Nueva Caledonia (Francia) es un foco de endemismo ictiológico y contiene 107 de las 2.341 especies registradas que son endémicas de la zona económica exclusiva (Fricke et al., 2011; 2015). En las aguas frente a las costas de Nueva Zelanda, el número de especies de peces marinos conocidas ha aumentado de unas 1.000 especies en 1993 a más de 1.294 en 2019 (Roberts y Paulin, 1997; Roberts et al., 2015, 2019), el 22 % de las cuales son endémicas de la región de Nueva Zelanda y la mitad de las especies adicionales son nuevas para la ciencia. Australia se sitúa al sudoeste de los archipiélagos tropicales mencionados, a caballo entre dos de los principales océanos, y alberga alrededor de 2.000 especies de peces marinos conocidas.

4.4. Océano Pacífico Norte

El océano Pacífico Norte, que se extiende desde el Ártico hasta las aguas tropicales, contiene la mayor diversidad de especies de peces del mundo, con más de 6.000. Esta rica diversidad se deriva y se nutre de las fuertes corrientes de agua que fluyen hacia el norte y el sur a lo largo de la plataforma continental noroccidental. Dichas corrientes han funcionado tanto para transferir individuos como para aislar

poblaciones de peces y, de ese modo, han propiciado la especiación (Motomura, 2019). La región septentrional es un importante caladero que aporta alrededor del 30 % de las capturas mundiales, principalmente de abadejos, atunes, sardinas y anchoas. La región meridional comprende la parte septentrional del Triángulo de Coral, calificado de foco de biodiversidad

marina, y su riqueza de especies de peces litorales es mayor que la de cualquier otra gran zona marina del planeta (Roberts et al., 2002). La mayoría de los peces de la parte meridional están vinculados a arrecifes de coral, y su población ha disminuido debido a la intensidad de la presión pesquera y a la degradación de los hábitats (Nañola et al., 2011).

5. Perspectivas

Las perspectivas optimistas sobre la biodiversidad de los peces se basan en las pruebas de que las poblaciones individuales de peces responden de forma positiva a las medidas de ordenación pesquera eficaces (Hilborn et al., 2020) y de que la diversidad y la biomasa ictiológicas aumentan en las áreas marinas protegidas efectivas (Sala y Giakoumi, 2017). Sin embargo, la extinción mundial del pez con manos liso *Sympterichthys unipennis* (Last et al., 2020) es un recordatorio de que la biodiversidad de los peces también sigue expuesta a importantes amenazas. Se conocen tanto los casos de mejora como los de deterioro porque los peces continúan siendo uno de los componentes de los ecosistemas marinos que se estudian y se vigilan de manera más sistemática, principalmente debido a su valor económico. No obstante, gran parte de la diversidad ictiológica está por descubrir: los expertos estiman que, tan solo en la zona económica exclusiva y la plataforma continental ampliada de Nueva Zelanda, quedan al menos otras 700 especies de peces que aún no se han descrito (un aumento de alrededor del 50 % con respecto al número de especies conocidas) (Gordon et al., 2010; Roberts et al., 2019). Seguir aumentando la capacidad en materia de taxonomía y biosistemática (Taxonomy Decadal Plan Working Group, 2018) e integrar los datos de los repositorios sobre biodiversidad existentes

(Nelson et al., 2015) y de otros recursos (Edgar et al., 2016) allanaría el camino para realizar análisis sintéticos más exhaustivos de la biodiversidad ictiológica a corto y medio plazo. Además de mejorar nuestra comprensión de la biodiversidad de los peces, es preciso mejorar las estimaciones de su biomasa en algunas zonas oceánicas, como la pelágica. Si bien se cree que los peces mesopelágicos dominan la biomasa mundial de peces, las estimaciones sobre su biomasa abarcan un rango de varios órdenes de magnitud, por lo que siguen faltando conocimientos acerca de la contribución de ese grupo a los patrones mundiales (Irigoien et al., 2014; Hidalgo y Browman, 2019). Además, pese a que en la actualidad no se dispone de estimaciones de la riqueza de especies ni de la biomasa de los peces batipelágicos, que residen en el mayor entorno del mundo (en volumen), es muy probable que estos peces constituyan una gran parte de la biomasa mundial de peces (Sutton et al., 2017). Desde que se publicó la primera Evaluación, el vertido de aguas residuales de la explotación minera de los fondos marinos se ha convertido en una importante amenaza para los peces batipelágicos (Drazen et al., 2019). En el cuadro 5 se resumen las principales carencias de conocimientos y capacidad en materia de biodiversidad ictiológica.

Cuadro 5

Principales carencias en la comprensión de la biodiversidad de los peces marinos

Carencias de conocimientos y de capacidad	Ejemplos de medidas correctivas adoptadas para subsanar las carencias
Infraestructura y capacidad taxonómica o biosistemática	Planes nacionales e internacionales para apoyar y desarrollar actividades, fuerza de trabajo e infraestructuras taxonómicas básicas (p. ej., Taxonomy Decadal Plan Working Group, 2018)
Transferencia de los datos existentes a repositorios mundiales abiertos	Recuperación de datos históricos, digitalización de ejemplares de museo y literatura histórica sobre biodiversidad (p. ej., Faulwetter et al., 2016)
Comprensión de la diversidad de peces mesopelágicos y de aguas profundas	Regímenes de muestreo adicionales y mejorados, con tecnologías punteras (p. ej., Linley et al., 2016; Hidalgo y Browman, 2019)
Respuesta de los peces a múltiples factores de estrés simultáneos	Mejor vinculación de los datos pertinentes entre las disciplinas (p. ej., Hodgson et al., 2019)

Bibliografía

- AArthington, Angela H., et al. (2016). Fish conservation in freshwater and marine realms: status, threats and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 26, No. 5, págs. 838 a 857.
- Bar-On, Yinon M., Rob Phillips y Ron Milo (2018). The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 25, págs. 6506 a 6511. <https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115>.
- Boettiger, Carl, et al. (2012). rfishbase: exploring, manipulating and visualizing FishBase data from R. *Journal of Fish Biology*, vol. 81, No. 6, págs. 2030 a 2039.
- Chamberlain, Scott (2018). worrms: World Register of Marine Species (WoRMS) Client (version 0.4.0). <https://CRAN.R-project.org/package=worrms>.
- Chamberlain, Scott, y M. Salmon (2018). rredlist: IUCN Red List Client. R Package. 0.6.0. <https://CRAN.R-project.org/package=rredlist>.
- Clark, Malcolm R., y Clive Roberts (2008). Fish and Invertebrate Biodiversity on the Norfolk Ridge and Lord Howe Rise, Tasman Sea (NORFANZ Voyage, 2003). Ministerio de Pesca. Wellington, Nueva Zelanda.
- Comte, Lise, y Julian D. Olden (2017). Climatic vulnerability of the world's freshwater and marine fishes. *Nature Climate Change*, vol. 7, págs. 718 a 722.
- Consejo Editorial del WoRMS (2019). Registro Mundial de Especies Marinas. www.marinespecies.org/.
- Consejo Internacional para la Exploración del Mar (CIEM) (2018). Report of the Working Group on Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), 12-19 April 2018, San Pedro del Pinatar, Spain. Report (Scientific report). <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>.

- Curtis, Tobey H., et al. (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., et al. (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. <https://doi.org/10.3897/rio.5.e33527>.
- Edgar, Graham J., et al. (2016). New approaches to marine conservation through the scaling up of ecological data. *Annual Review of Marine Science*, vol. 8, págs. 435 a 461.
- Edwards, Thera, y Thérèse Yarde (2019). The State of Biodiversity in the Caribbean Community: A Review of Progress Towards the Aichi Biodiversity Targets. Secretaría de la Comunidad del Caribe.
- Frelat, Romain, et al. (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, págs. 2463 a 2475.
- Fricke, Ronald, et al. (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, págs. 341 a 463.
- Fricke, Ronald, et al. (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, et al. (2020). Eschmeyer's Catalog of Fishes: Genera, Species, Bibliografía. <http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp> (consultado el 19 de noviembre de 2020).
- Froese, Rainer, y Daniel Pauly (2019). FishBase. Se puede consultar en www.fishbase.se/search.php.
- Gerringer, Mackenzie E., et al. (2017). *Pseudoliparis swirei* sp. nov.: A newly-discovered hadal snailfish (Scorpaeniformes: Liparidae) from the Mariana Trench. *Zootaxa*, vol. 4358, No. 1, págs. 161 a 177.
- Gordon, Dennis P., et al. (2010). Marine Biodiversity of Aotearoa Nueva Zelandia. *PloS One*, vol. 5, No. 8, e 10905.
- Hidalgo, Manuel, y 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, et al. (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, págs. 2218 a 2224.
- Irigoién, Xabier, et al. (2014). Large mesopelagic fishes biomass and trophic efficiency in the open ocean. *Nature Communications*, vol. 5, art. 3271.
- Jackson, J., et al. (2014). Status and Tendencias of Caribbean Coral reefs: 1970 a 2012. Global Coral Reef Monitoring Network. Washington D. C.: Programa Mundial Marino y Polar de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza.
- Kessel, Steven Thomas, et al. (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., et al. (2020). *Sympterichthys unipennis*. The IUCN Red List of Threatened Species. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-1.RLTS.T123423283A123424374.en>.
- Lefcheck, Jonathan S., et al. (2019). Tropical fish diversity enhances coral reef functioning across multiple scales. *Science Advances*, vol. 5, No. 3, e aav6420.
- Linardich, C., et al. (2017). The Conservation Status of Marine Bony Shorefishes of the Greater Caribbean. UICN, Gland (Suiza).
- Linley, Thomas D., et al. (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, págs. 99 a 110.

- Marshall, Abigail M., et al. (2016). Quantifying heterogeneous responses of fish community size structure using novel combined statistical techniques. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 5, págs. 1755 a 1768.
- Mecanismo Regional de Pesca del Caribe y Agencia de Cooperación Internacional del Japón (2019). Fact-Finding Survey Regarding the Influx and Impacts of Sargassum Seaweed in the Caribbean Region. Ciudad de Belice: Mecanismo Regional de Pesca del Caribe.
- Millar, C., et al. (2019). IcesDatras: DATRAS Trawl Survey Database Web Services (versión 1.3-0). Se puede consultar en <https://CRAN.R-project.org/package=icesDatras>.
- Monnereau, I., y 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, págs. 124 a 154.
- Motomura, H. (2019). Capítulo 4. Distribution. En *The Encyclopedia of Ichthyology*, Maruzen, págs. 163 a 206.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 34: Global patterns in marine biodiversity. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press Cambridge.
- _____ (2017b). Capítulo 35: Extent of assessment of marine biological diversity. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*, págs. 525 a 554. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). Capítulo 40: Sharks and other elasmobranchs. En *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017d). Capítulo 41: Tunas and billfishes. En *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.
- Nañola, Cleto L., et al. (2011). Exploitation-related reef fish species richness depletion in the epicenter of marine biodiversity. *Environmental Biology of Fishes*, vol. 90, No. 4, págs. 405 a 420.
- Nelson, Wendy, et al. (2015). *National Taxonomic Collections in Nueva Zelandia*. Royal Society of Nueva Zelandia.
- OBIS (2018). *Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos*. Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (2018). *The State of World Pesca and Acuicultura 2018: Meeting the Sustainable Development Goals*. Roma.
- Oxenford, Hazel A., et al. (2019). Report on the Relationships between Sargassum Events, Oceanic Variables and Dolphinfish and Flyingfish Pesca. Bridgetown: Centre for Resource Management and Environmental Studies, University of the West Indies, Cave Hill Campus.
- Oxenford, Hazel, e Iris Monnereau (2018). Capítulo 9: Climate change impacts, vulnerabilities and adaptations: Western Central Atlantic marine fisheries. En *Impacts of Climate Change on Fish and Shellfish in the Coastal and Marine Environments of Caribbean Small Island Developing States (SIDS)*, M. Barange et al., eds. Documento técnico de pesca de la FAO, No. 627, págs. 147 a 168.
- Provoost, Pieter, y Samuel Bosch (2019). Robis: R Client to access data from the OBIS API. *Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos*. Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO. <https://cran.r-project.org/package=robis>.
- Queiroz, Nuno, et al. (2019). Global spatial risk assessment of sharks under the footprint of fisheries. *Nature*, vol. 572, págs. 461 a 466.
- Rabosky, Daniel L., et al. (2018). An inverse latitudinal gradient in speciation rate for marine fishes. *Nature*, vol. 559, págs. 392 a 395.

- Ramlogan, N. R., et al. (2017). Socio-Economic Impacts of Sargassum Influx Events on the Fishery Sector of Barbados. Informe técnico CERMES, No. 81. Barbados: Centre for Resource Management and Environmental Studies, University of the West Indies, Cave Hill Campus.
- Registro Mundial de Especies Marinas (WoRMS) (2019). WoRMS taxon details. Pisces. www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=11676.
- Roberts, Callum M., et al. (2002). Marine biodiversity hotspots and conservation priorities for tropical reefs. *Science*, vol. 295, No. 5558, págs. 1280 a 1284.
- Roberts, Clive D., et al. (2019). Checklist of the Fishes of Nueva Zelandia: Online Version 1.1. Wellington: Museum of Nueva Zelandia Te Papa Tongarewa. <https://collections.tepapa.govt.nz/document/10564>.
- Roberts, Clive D., y Chris D. Paulin (1997). Fish collections and collecting in Nueva Zelandia. En *Collection Building in Ichthyology and Herpetology*, Theodore W. Pietsch y William D. Anderson, Jr., eds., ASIH Special Publication 3, págs. 207 a 229.
- Roberts, Clive D., et al. (2015). *The Fishes of Nueva Zelandia*. Te Papa Press.
- Robinson, James P. W., et al. (2019). Thermal stress induces persistently altered coral reef fish assemblages. *Global Change Biology*, vol. 25, No. 8, págs. 2739 a 2750.
- Rodríguez-Martínez, R. E., et al. (2019). Faunal mortality associated with massive beaching and decomposition of pelagic Sargassum. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 146, págs. 201 a 205.
- Sala, Enric, y 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, págs. 1166 a 1168. <http://doi.org/10.1093/icesjms/fsx059>.
- Shelton, P. A., y A. F. Sinclair (2008). It's time to sharpen our definition of sustainable fisheries management. *Canadian Journal of Pesca and Aquatic Sciences*, 65, págs. 2305 a 2314.
- Stein, R. William, et al. (2018). Global priorities for conserving the evolutionary history of sharks, rays and chimaeras. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 2, págs. 288 a 298.
- Sutton, Tracey T., et al. (2017). A global biogeographic classification of the mesopelagic zone. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 126, págs. 85 a 102.
- Taxonomy Decadal Plan Working Group (2018). *Discovering Diversidad: A Decadal Plan for Taxonomy and Biosystematics in Australia and Nueva Zelandia 2018 a 2028*. Canberra y Wellington: Australian Academy of Science y Royal Society Te Apārangi.
- Törnroos, Anna, et al. (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, págs. 1235 a 1246.
- Tsikliras, Athanassios C., et al. (2019). Synchronization of Mediterranean pelagic fish populations with the North Atlantic climate variability. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 159, págs. 143 a 151.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (2019). Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. Se puede consultar en www.iucnredlist.org/es.
- Van Beveren, Elisabeth, et al. 2020. An example of how catch uncertainty hinders effective stock management and rebuilding. *Pesca Research*, vol. 224. <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2019.105473>.
- Van der Laan, R., y R. Fricke (2019). *Eschmeyer's Catalog of Fishes: Classification*, vol. 12. www.calacademy.org/scientists/catalog-of-fishes-classification/.
- Van Tussenbroek, Brigitta I., et al. (2017). Severe impacts of brown tides caused by Sargassum spp. on near-shore Caribbean seagrass communities. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 122, núms. 1 y 2, págs. 272 a 281.
- Villarrubia-Gómez, P., et al. (2018). Marine plastic pollution as a planetary boundary threat – The drifting piece in the sustainability puzzle. *Marine Policy*, vol. 96, págs. 213 a 220.

- Wabnitz, Colette C. C., et al. (2018). Ecotourism, climate change and reef fish consumption in Palau: Benefits, trade-offs and adaptation strategies. *Marine Policy*, vol. 88, págs. 323 a 332.
- Walls, Rachel H. L., y Nicholas K. Dulvy (2019). Predicting the conservation status of Europa's Datos Insuficientes sharks and rays. *BioRxiv*.
- Wang, Mengqiu, et al. (2019). The great Atlantic Sargassum belt. *Science*, vol. 365, No. 6448, págs. 83 a 87.
- Webb, Thomas J., y Beth L. Mindel (2015). Global patterns of extinction risk in marine and non-marine systems. *Current Biology*, vol. 25, No. 4, págs. 506 a 511.

Capítulo 6D

Mamíferos

marinos

Contribuidores: David Lusseau (coordinador), Luciano Dalla Rosa, Karen Evans (responsable del subcapítulo), André Silva Barreto, Mette Skern-Mauritzen y Marta Soeffker.

Ideas clave

- Los mamíferos marinos desempeñan un papel fundamental en los ecosistemas marinos en lo que respecta a la biomasa, el consumo y la transferencia de energía y siguen aportando una importante contribución económica y cultural a las comunidades costeras.
- Ha aumentado el número de especies cuyo estado de conservación se ha evaluado, ocho de las cuales han abandonado la categoría Datos Insuficientes de resultados de la nueva información disponible. Está creciendo la abundancia del 36 % de las especies de ballenas barbadas. El estado general de los delfines costeros, los sirenios y las dos especies de nutrias de mar se está deteriorando, y la vaquita está próxima a extinguirse. No se dispone de información sobre la abundancia de las poblaciones de numerosas especies.
- La captura incidental en las pesquerías sigue siendo la principal amenaza para la conservación de muchas especies. Las amenazas indirectas, entre las que figuran las alteraciones de los hábitats, la pesca excesiva de presas, la contaminación procedente de actividades realizadas en tierra, el ruido antropógeno, las colisiones con embarcaciones y otras perturbaciones, son cada vez más frecuentes, en particular en las zonas costeras.
- En algunos países en desarrollo con litoral parece haber aumentado el consumo de mamíferos marinos pequeños objeto de caza o captura incidental.

1. Introducción

Existen 132 especies vivas de mamíferos marinos (cetáceos, pinnípedos, sirenios, nutrias y osos polares), con hábitos variados: especies cosmopolitas, con múltiples poblaciones locales discretas (p. ej., algunas especies de delfines), o endémicas de ecorregiones específicas (p. ej., los delfines de agua dulce). En la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017) se reconoció que las capturas directas (incluidas las comerciales y de subsistencia), las interacciones con las pesquerías (como los enredos y las capturas incidentales) y las alteraciones de los hábitats (entre ellas, las perturbaciones, el desarrollo de las zonas costeras y fluviales y el cambio climático) eran presiones clave vinculadas a las tendencias en la abundancia de los mamíferos marinos.

En el presente subcapítulo se notifican los cambios que se han producido en el estado mundial de los mamíferos marinos desde que se publicó la primera Evaluación, sobre la base de las evaluaciones de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) realizadas por los grupos de especialistas en mamíferos marinos de la Comisión de Supervivencia de Especies de la

UICN (UICN, 2019). Según las necesidades, dichas evaluaciones (figura I) se complementan con literatura científica primaria. También se notifican los cambios experimentados por las amenazas a la conservación de las especies (UICN, 2019), calculados a lo largo de dos decenios, a saber, entre 1999 y 2008 y entre 2009 y 2018.

En general, ha descendido el número de especies de mamíferos marinos clasificadas en la categoría Datos Insuficientes porque se dispone de más información sobre las poblaciones (figura I). Desde que se publicó la primera Evaluación, ha mejorado el estado de ocho especies de mamíferos marinos, pero ha empeorado el de otras cuatro (figura I). Esas tendencias configuran un panorama de cauteloso optimismo que indica que, a escala mundial, las medidas de ordenación individuales que se han puesto en marcha para atajar las amenazas a la conservación bien conocidas, junto con la intensificación de los esfuerzos para reunir datos e información sobre las especies de mamíferos marinos, están dando muestras de eficacia.

Desde que se publicó la primera Evaluación se ha avanzado en la comprensión del papel que desempeñan los mamíferos marinos en el estado y la productividad de los sistemas marinos (Roman et al., 2014), en particular en el ciclo de los nutrientes y el almacenamiento de carbono (Doughty et al., 2016), las cascadas tróficas (Estes et al., 2016; Burkholder et al., 2013; Kiszka et al., 2015) y la ingeniería de ecosistemas. La disminución de las poblaciones de nutrias de mar ha causado efectos profundos en los ecosistemas costeros del Pacífico oriental (Estes et al., 1998; Estes et al., 2016). Es probable que la continua recuperación de las ballenas barbadas, tras haber sido sobreexplotadas en los siglos XIX y XX, influya en las redes alimentarias marinas de muchas maneras, a través del consumo de nutrientes, pero también de su transferencia vertical (a lo largo de la columna de agua) y horizontal (entre las zonas de alimentación y las de cría) (Roman et al., 2014). Como las de todos los depredadores de los sistemas marinos, las poblaciones de los mamíferos marinos varían en función del momento y el lugar en que las cuencas oceánicas son productivas. Es probable que algunas especies, con comportamientos más flexibles, sean más resilientes que otras frente a los cambios en las dinámicas de la productividad

marina derivados del cambio climático y la sobreexplotación (Sydeman et al., 2015; Moore y Reeves, 2018).

En las evaluaciones realizadas por la UICN, las capturas intencionales de subsistencia o para la explotación comercial y las capturas incidentales y los enredos en aparejos de otras pesquerías siguen considerándose las principales amenazas a la conservación de todos los grupos de mamíferos marinos (figura II; UICN, 2019). La diversificación de las actividades humanas en los océanos, incluidas las de producción energética y minería, enmarcadas en la “economía azul” en expansión en muchas regiones marinas (Eikeset et al., 2018), plantea nuevos problemas de conservación de los mamíferos marinos. Ahora se sabe que el cambio climático y las variaciones conexas en las dinámicas de los ecosistemas marinos, el ruido antropógeno, las colisiones con embarcaciones, las alteraciones de los hábitats y las modificaciones del comportamiento influyen en un abanico más amplio de especies (figura II; UICN, 2019). Lo que es más importante, las amenazas individuales pueden interactuar y desembocar en efectos acumulativos, lo cual agrava sus impactos en las especies (National Academies of Sciences, Engineering and Medicine, 2017; véase también el cap. 25).

Figura I.A
Cambios en el estado de conservación de los mamíferos marinos a lo largo de tres períodos de evaluación (antes de 1999, entre 1999 y 2008, y entre 2009 y 2018), sobre la base de las evaluaciones de la Lista Roja de la UICN

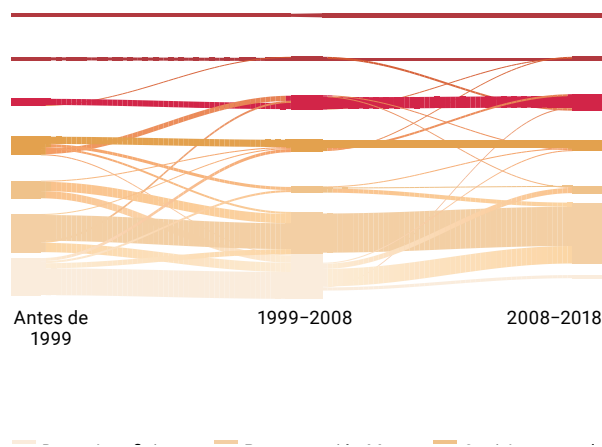


Figura I.B
Composición del estado de conservación actual de las especies de mamíferos marinos, por grupo

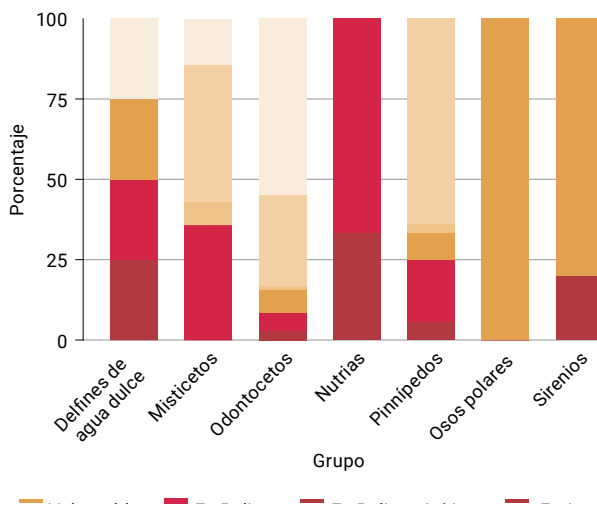


Figura II.A
Principales amenazas conocidas a la conservación de todos los mamíferos marinos, clasificadas según el momento de su impacto en las especies

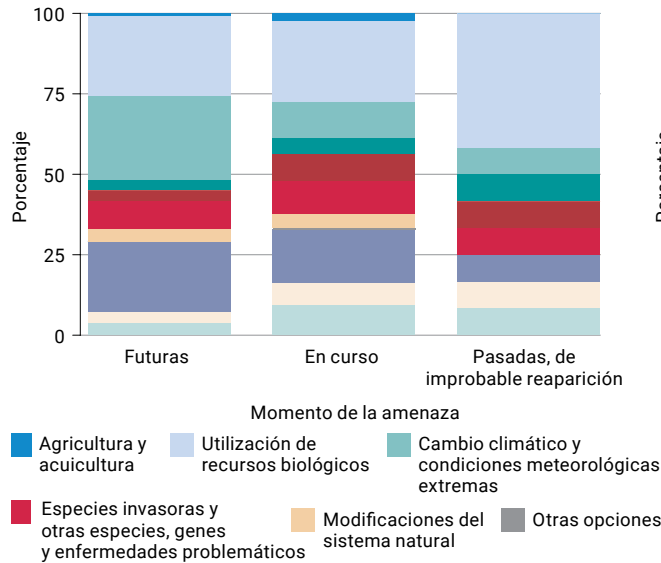
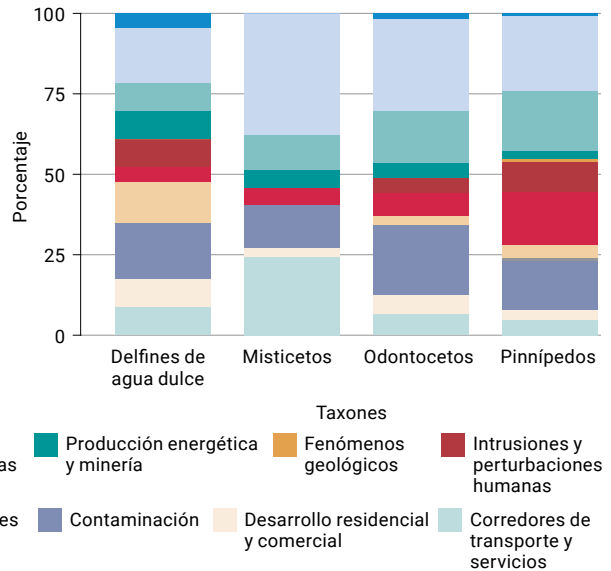


Figura II.B
Amenazas a la conservación de grupos específicos



Nota: Las clases de amenazas son las que se definen en el Sistema de Clasificación de Amenazas de la UICN, donde el ruido antropógeno se clasifica como contaminación, y la pesca y la recolección de recursos acuáticos, como utilización de recursos biológicos (UICN, 2019).

2. Cetáceos

2.1. Ballenas barbadas (misticetos)

2.1.1. Diversidad

Actualmente se reconocen 14 especies vivas de ballenas barbadas, distribuidas en cuatro familias (*Balaenidae*, *Balaenopteridae*, *Neobalaenidae* y *Eschrichtiidae*).

2.1.2. Abundancia y principales amenazas

Entre las especies de *Balaenidae*, la ballena boreal (*Balaena mysticetus*) y la ballena franca austral (*Eubalaena australis*) están clasificadas en la categoría Preocupación Menor, lo cual refleja las tendencias de aumento de la población. No obstante, no todas las poblaciones de ballena franca austral definidas geográficamente están creciendo (George et al., 2018). Por su parte, la ballena franca glacial (*E. glacialis*) se ha clasificado recientemente en la categoría En Peligro. Aunque se había estimado

que la población de esa especie había crecido entre 1990 y 2010, las estimaciones actuales señalan una disminución del 16 % en los años siguientes (Pettis et al., 2018). No se dispone de datos sobre el tamaño o las tendencias poblacionales de la ballena franca del Pacífico Norte (*E. japonica*) aplicables a toda su zona de distribución (En Peligro).

En cuanto a las especies de *Balaenopteridae*, la nueva información acerca del rorcual austral (*Balaenoptera bonaerensis*) y el rorcual de Bryde (*B. edeni*) ha dado lugar a un cambio de categoría, de Datos Insuficientes a, respectivamente, Casi Amenazado y Preocupación Menor (figura III.A). Se estima que las tendencias poblacionales de la ballena azul (*B. musculus*; En Peligro), el rorcual norteño (*B. borealis*; En Peligro) y la ballena jorobada (*Megaptera novaeangliae*; Preocupación Menor) han ido en aumento en todo el mundo a medida que sus

poblaciones se recuperaban de la explotación ballenera industrial (UICN, 2019). El aumento poblacional también ha propiciado que el rorcual común (*Balaenoptera physalus*) bajara de categoría, de En Peligro a Vulnerable. La ballena gris (*Eschrichtius robustus*) está clasificada en la categoría Preocupación Menor y se considera estable, y la ballena franca pigmea (*Caperea marginata*) pertenece a la categoría Preocupación Menor y se desconocen su abundancia y sus tendencias poblacionales.

Las principales amenazas que se ciernen sobre las ballenas barbadas, según las evaluaciones de la Lista Roja de la UICN, son los enredos en aparejos de pesca (rorcual común, ballena gris, ballena jorobada y ballena franca glacial), las capturas (rorcual aliblanco (*Balaenoptera acutorostrata*), rorcual austral y rorcual norteño) y las colisiones con embarcaciones (ballena azul, rorcual común, ballena gris, ballena jorobada, ballena franca glacial, ballena franca del Pacífico Norte y ballena franca austral) (UICN, 2019). Los efectos del cambio climático en la productividad biológica y, por consiguiente, en la disponibilidad de presas (Cabrera et al., 2018) son motivo de preocupación. Sin embargo, las observaciones de algunas especies no son coherentes con las previsiones. Por ejemplo, la población de la ballena boreal, endémica del Ártico, está aumentando a pesar de la rápida pérdida de hielo (Moore y Reeves, 2018) y de la consiguiente disminución prevista de sus presas. Es importante mencionar que los cambios ambientales pueden interactuar con otras amenazas antropógenas y causar impactos sinérgicos imprevistos (Moore et al., 2019; Seyboth et al., 2016). Por ejemplo, el clima ha empujado a la ballena franca glacial a utilizar hábitats ubicados en áreas de transporte marítimo y pesca comercial no protegidas, lo cual ha redundado en un aumento de la mortalidad asociada a los enredos y a las colisiones con buques (Corkeron et al., 2018; Meyer-Gutbrod y Greene, 2018). La captura directa de ballenas barbadas mediante la caza comercial y de subsistencia está, en general, dentro de los límites sostenibles.

2.2. Ballenas dentadas, delfines y marsopas (odontocetos)

2.2.1. Diversidad

A nivel mundial se reconocen 75 especies de odontocetos, distribuidas en diez familias. La familia Delphinidae es la más diversa y comprende algunas de las especies más amenazadas (figura III.C).¹

2.2.2. Abundancia y principales amenazas

Ballenas dentadas, delfines y marsopas pelágicos

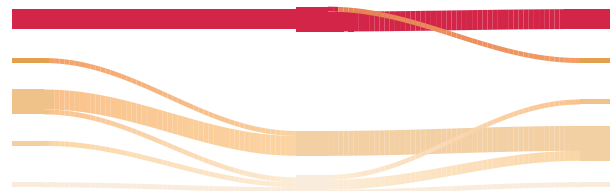
Debido a la amplia distribución de los cetáceos pelágicos, suele ser difícil evaluar las tendencias de su abundancia poblacional y las amenazas que se ciernen sobre ellos. En consecuencia, la mayoría de las especies oceánicas siguen clasificadas en la categoría Menor Preocupación, excepto el cachalote (*Physeter macrocephalus*; Vulnerable) y la falsa orca (*Pseudorca crassidens*, que ha pasado de Datos Insuficientes a Casi Amenazada). No existen estimaciones recientes del tamaño ni las tendencias de la población mundial de cachalotes. Los zifios abarcan 22 especies pelágicas que se sumergen a gran profundidad y todavía son poco conocidas, y se ha propuesto una nueva especie (*Berardius minimus*), actualmente en estudio (Yamada et al., 2019). Todas las especies de este grupo siguen clasificadas en la categoría Datos Insuficientes, excepto el zifio nariz de botella (*Hyperoodon planifrons*) y el zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*), ambos en la categoría Menor Preocupación. La orca (*Orcinus orca*), una especie cosmopolita, está en la categoría Datos Insuficientes a nivel mundial, pero la pequeña población que reside en el litoral meridional del Pacífico Norte oriental se considera En Peligro en los Estados Unidos de América y el Canadá a consecuencia de las amenazas relacionadas con la disponibilidad de presas, las perturbaciones acústicas y causadas por embarcaciones y la acumulación de contaminantes (Southern Resident Orca Taskforce, 2019).

¹ Cabe observar que es probable que esa amenaza se haya reducido con el cese de las operaciones balleneras en el océano Antártico.

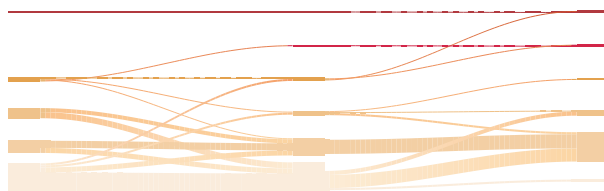
Figura III

Cambios en el estado de conservación de A) las ballenas barbadas, B) las ballenas dentadas, C) los delfínidos y D) los delfines de agua dulce a lo largo de tres períodos de evaluación (antes de 1999, entre 1999 y 2008, y entre 2009 y 2018), sobre la base de las evaluaciones de la Lista Roja de la UICN

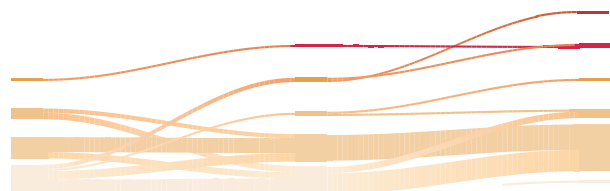
A. Ballenas barbadas



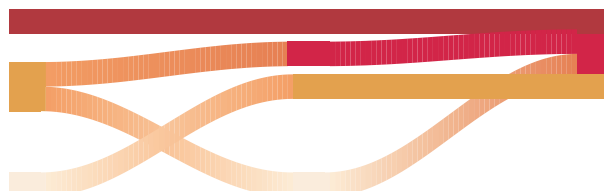
B. Ballenas dentadas



C. Delfínidos



D. Delfines de agua dulce



Antes de 1999 1999-2008 2008-2018

Antes de 1999 1999-2008 2008-2018

Datos Insuficientes Preocupación Menor Casi Amenazado Vulnerable En Peligro En Peligro Crítico Extinto

Los enredos en aparejos de pesca representan una amenaza para varias especies oceánicas (UICN, 2019). Otras interacciones con las pesquerías, como los casos en que las falsas orcas, las orcas y los cachalotes depredan las capturas o roban los cebos, pueden dar lugar a medidas disuasorias, como los disparos, que pueden ocasionar la muerte a esos animales (Tixier et al., 2019; Werner et al., 2015; Hamer et al., 2012). El ruido antropógeno producido, en particular, por el sonar activo de frecuencia intermedia es motivo de preocupación respecto de las especies que se sumergen a gran profundidad, como los zifios, *Kogia spp.* y los cachalotes (Pirotta et al., 2018; Harris et al., 2018). La disminución del hielo marino y el calentamiento de las aguas han incrementado el número de interacciones entre las especies habitantes del hielo, como el narval (*Monodon monoceros*), y otras especies de mamíferos más boreales, como la orca, y han reducido la accesibilidad del hábitat de alimentación (Breed et al., 2017).

Delfines y marsopas de litoral y de estuario

Este grupo, que incluye especies endémicas, se compone principalmente de especies o poblaciones costeras y circunscritas a regiones concretas (Möller, 2012) y, por lo tanto, es el más susceptible a las interacciones con los seres humanos. Dicha susceptibilidad se refleja en que, de las 35 especies del grupo, 10 muestran tendencias decrecientes, con 2 de ellas clasificadas como En Peligro Crítico, 4 como En Peligro y otras 4 como Vulnerables (figura III.B). El hecho de que algunas poblaciones se circunscriban a regiones concretas puede dar lugar a estados diferentes en lugares distintos. Por ejemplo, el delfín mular (*Tursiops truncatus*) se incluye en la categoría Preocupación Menor a nivel mundial, pero la población regional de Fiordland (Nueva Zelanda) está clasificada actualmente como En Peligro Crítico, la del Mediterráneo, como Vulnerable, y la del mar Negro, como En Peligro. La principal amenaza para las poblaciones de delfines de litoral y estuario es la captura intencional y no intencional durante las pesquerías. A pesar de los planes de ordenación, al no haberse reducido las cap-

turas a niveles sostenibles se han registrado fuertes disminuciones en la abundancia de varias especies, en particular la vaquita (*Phocoena sinus*) (Jaramillo-Legorreta et al., 2019) y el delfín de Maui (*Cephalorhynchus hectori maui*) (Baker et al., 2016). La vaquita, en concreto, corre alto riesgo de extinguirse en el próximo decenio (Rojas-Bracho et al., 2019). Otras amenazas para los delfines y las marsopas litorales son el cambio climático y las alteraciones conexas de las dinámicas de los ecosistemas marinos, la contaminación, las colisiones con embarcaciones, las enfermedades nuevas y las perturbaciones causadas por actividades humanas industriales y recreativas.

Delfines de agua dulce

Los delfines de agua dulce (figura III.D) comprenden el baiji (*Lipotes vexillifer*), que actualmente está clasificado como En Peligro Crítico (posiblemente extinto) (UICN, 2019), así como

3. Pinnípedos

3.1. Diversidad

Se reconocen 33 especies vivas y 2 recientemente extintas de tres familias de pinnípedos (*Otariidae*, *Phocidae* y *Odobenidae*). La mayoría de los pinnípedos tienen zonas de distribución limitadas: 7 especies se circunscriben a las aguas frías-templadas y árticas del hemisferio norte, y 4, a las aguas antárticas, del hemisferio sur. Otras 4 especies se circunscriben respectivamente al mar Caspio, el lago Baikal, las islas Hawái y el Mediterráneo.

3.2. Abundancia y principales amenazas

3.2.1. Phocidae

Se dispone de tendencias mundiales relativas a la abundancia de 8 especies de fócidos: va en aumento en 4 de ellas, entre las que se cuenta la foca monje del Mediterráneo (*Monachus monachus*, que ha bajado de categoría, de En Peligro Crítico a En Peligro), está disminuyendo en la foca monje de Hawái (*Neomonachus schauinslandi*; En Peligro) y se mantiene estable en otras 3 (figura IV.A). La especie más abundante del Antártico es la foca cangrejera (*Lobodon carcinophaga*), cuya población se es-

el bufeo (*Inia geoffrensis*), cuya población ha disminuido un 70 % en la reserva de Mamirauá (Brasil) en menos de una generación de delfines (Da Silva et al., 2018), el delfín del Ganges (*Platanista gangetica*) y el delfín del Indo (*P. g. minor*), todos ellos clasificados como En Peligro. Faltan estimaciones sobre la abundancia de esas especies de delfines. Las principales amenazas que se ciernen sobre todas las especies son los proyectos de aprovechamiento de los recursos hídricos, que fragmentan los hábitats, la contaminación por escorrentía, las capturas incidentales, las capturas directas y otras alteraciones antropógenas de los hábitats, todo lo cual desemboca en la reducción continua de las poblaciones (UICN, 2019). La mayoría de las especies de delfines de agua dulce constituyen familias de una sola especie, por lo que su pérdida implica la pérdida de linajes evolutivos enteros.

tima en 4 millones de adultos; en el Ártico, la más abundante es la foca de Groenlandia (*Pagophilus groenlandicus*), con una población estimada de 4,5 millones de adultos (UICN, 2019).

Todas las especies de fócidos hacen frente a las mismas amenazas, la pérdida y la alteración de los hábitats (la pérdida de zonas de cría y descanso), las interacciones con las pesquerías (la muerte intencional, los enredos y la competencia) y la posible transferencia de enfermedades de mascotas y mamíferos terrestres silvestres (figura IV.B; UICN, 2019). Los cambios recientes en las tendencias poblacionales de la foca monje del Mediterráneo podrían deberse a que la especie ha logrado diversas adaptaciones locales, en parte al evitar las interacciones con los seres humanos (p. ej., mediante la utilización de refugios, cambios en la gestión ambiental y la disminución de las interacciones (Notarbartolo di Sciara y Kotomatas, 2016)).

3.2.2. Otariidae

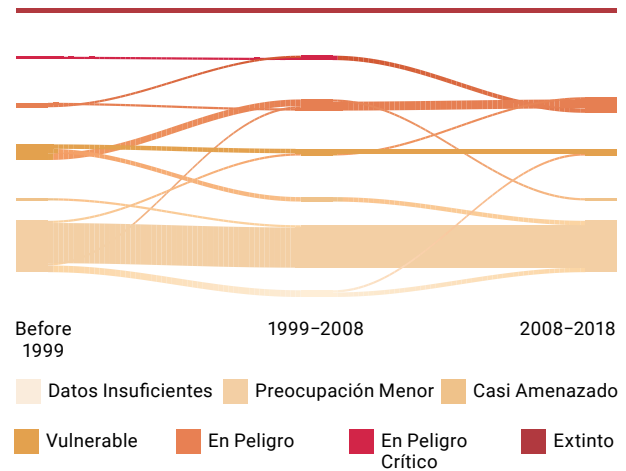
Sigue disminuyendo la abundancia de los otarios amenazados (p. ej., el león marino de Nueva Zelandia (*Phocarctos hookeri*), el australiano (*Neophoca cinerea*) y el de las Galápagos (*Zalophus wollebaeki*)), mientras que va en aumento

la categoría Preocupación Menor (p. ej., el lobo marino de Nueva Zelanda (*Arctocephalus forsteri*) y de California (*Zalophus californianus*)). La excepción es el león marino de Steller (*Eumetopias jubatus*), que bajó de categoría, de En Peligro a Casi Amenazado, en 2012 (UICN, 2019). Esa mejora obedece a que la población de la subespecie de león marino de Steller descrita por Loughlin (*Eumetopias jubatus monteriensis*) se ha duplicado desde la década de 1980, tras ser protegida de la caza. La población del león marino de Steller occidental (*E. j. jubatus*), pese a aumentar en algunas partes de su zona de distribución, sigue disminuyendo en las islas Aleutianas. Las especies de otarios amenazadas en la actualidad suelen tener zonas de distribución más pequeñas y por ello son sensibles a los rápidos cambios en la productividad marina causados por el cambio climático (Atkinson et al., 2008; McClatchie et al., 2016) (figura IV.B). Las interacciones con la pesca (la captura incidental y la competencia por las presas) plantean una amenaza más (Chilvers, 2012; Hamer et al., 2013). Aunque la ordenación de las capturas incidentales ha reducido la mortalidad de algunas especies relacionada con la pesca, existen otros factores que podrían estar interactuando con esta amenaza a la conservación y, de ese modo, reduciendo la supervivencia en determinadas etapas vitales y cohortes, lo cual impide la recuperación (Hamilton y Baker, 2019).

3.2.3. Odobenidae

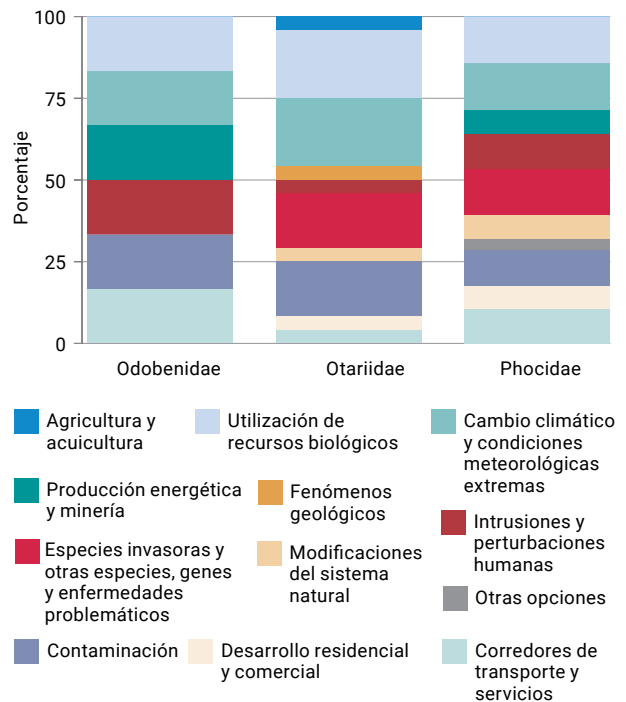
La única especie de la familia Odobenidae, la morsa (*Odobenus rosmarus*), está clasificada como Vulnerable. Se estima que existen 225.000 individuos, aunque se desconocen las tendencias (UICN, 2019). Pese a que se vio sometida a niveles de caza insostenibles, los enfoques de ordenación actuales están dando como resultado niveles de captura sostenibles. Se prevé que el cambio climático y la alteración de los hábitats conexas afectarán a los niveles de caza sostenibles de la especie (MacCracken, 2012), lo cual acarreará consecuencias para la seguridad alimentaria humana. El desarrollo de las actividades industriales humanas en el Ártico vinculado a la pérdida de hielo marino agrava aún más las amenazas a la conservación de esta especie (Moore y Reeves, 2018).

Figura IV.A
Cambios en el estado de conservación de los pinnípedos en tres períodos de evaluación (antes de 1999, entre 1999 y 2008, y entre 2009 y 2018), sobre la base de las evaluaciones de la Lista Roja de la UICN



Nota: Las clases de amenazas son las que se definen en el Sistema de Clasificación de Amenazas de la UICN, donde el ruido antropógeno se clasifica como contaminación, y la pesca y la recolección de recursos acuáticos, como utilización de recursos biológicos (UICN, 2019).

Figura IV.B
Composición de las amenazas actuales y futuras a que hacen frente las tres familias de pinnípedos



4. Sirenios

4.1. Diversidad

El orden Sirenia consta de cuatro especies vivas (el manatí de África Occidental (*Trichechus senegalensis*), el manatí del Caribe (*Trichechus manatus*), el dugongo (*Dugong dugon*) y el manatí amazónico (*Trichechus inunguis*)), que muestran algunas pruebas de división genética entre poblaciones en toda su zona de distribución (Hunter *et al.*, 2010).

4.2. Abundancia y principales amenazas

TSigue sin haber estimaciones sobre la abundancia de las cuatro especies. Las pruebas in-

directas señalan tendencias poblacionales en descenso y todas las especies están clasificadas como Vulnerables (UICN, 2019). En general, las causas principales de la disminución de las poblaciones han sido la pérdida de hábitats, las capturas directas e incidentales y las colisiones con embarcaciones (UICN, 2019). En el noreste del Brasil, la elevada mortalidad de los neonatos y las crías se ha relacionado con la reducción de los hábitats de cría derivada del desarrollo de granjas de camarones y del aterramiento de los estuarios (Balensiefer *et al.*, 2017).

5. Nutrias y osos polares

5.1. Diversidad

La familia Mustelidae contiene dos especies vivas de nutrias de mar (el chungungo (*Lontra felina*) y la nutria marina (*Enhydra lutris*)). La familia Ursidae incluye una especie marina viva: el oso polar (*Ursus maritimus*).

5.2. Abundancia y principales amenazas

Chungungos y nutrias marinas

Although global abundance estimates are Aunque no se dispone de estimaciones de la abundancia mundial de las dos especies, se considera que en general está disminuyendo porque aún no se han recuperado plenamente de la sobreexplotación a la que fueron sometidas por sus pieles. Por consiguiente, ambas especies están clasificadas como En Peligro. No obstante, varias poblaciones remanentes están aumentando de resultas de programas de gestión de la conservación. Las nuevas amenazas que limitan la recuperación son las enfermedades, la explotación y el transporte de petróleo mar adentro (en particular, los derrames), la caza furtiva, las capturas incidentales, la muerte intencional y las perturbaciones ocasiona-

das por las actividades recreativas (Duplaix y Savage, 2018). La variabilidad de la abundancia se ha vinculado a los fenómenos de El Niño y a los efectos conexos en los ecosistemas costeros del Pacífico. Aunque los cambios previstos en el fenómeno de El Niño-Oscilación Austral son poco claros, toda modificación de su frecuencia e intensidad puede afectar a los chungungos (Vianna *et al.*, 2010).

Osos polares

Los osos polares siguen clasificados como Vulnerables y se desconocen sus tendencias de abundancia. Recientemente se hizo pública una estimación mundial de entre 16.000 y 31.000 individuos (Hamilton y Derocher, 2019). La amenaza más grave para esta especie es la pérdida del hábitat de hielo del Ártico, en el que desarrollan funciones demográficas clave, como consecuencia del cambio climático (Regehr *et al.*, 2016). Las presiones que ejercen los nuevos patógenos de resultas de la reducción del hielo marino y la intensificación de las actividades industriales y recreativas conforme se hace más sencillo acceder a la región están aumentando los efectos en las poblaciones (Hamilton and Derocher, 2019).

6. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano

6.1. Consumo y competencia

La recuperación de varias poblaciones de mamíferos marinos podría generar conflictos en algunas regiones y oportunidades en otras. Los mamíferos marinos pueden aprender a asociar las actividades pesqueras con la disponibilidad de alimento, lo cual desemboca en comportamientos de depredación de las capturas de las embarcaciones pesqueras (Tixier et al., 2019) y en conflictos con las actividades acuícolas (Guerra, 2019).

Tras un aumento de las capturas de rorcual minke y la reanudación de la caza comercial del rorcual común, después de la publicación de la primera Evaluación las capturas comerciales de rorcual minke en el Atlántico Norte han disminuido y se han estabilizado,² y las capturas comerciales de rorcual común se suspendieron en 2019 y 2020 (desde la primera Evaluación se ha efectuado un número reducido de capturas en el marco de la pesca de subsistencia reglamentada). Durante el mismo período, las capturas de pinnípedos y otros cetáceos en el hemisferio norte se han mantenido relativamente estables en términos generales (Comisión de Mamíferos Marinos del Atlántico Septentrional (NAMMCO), 2019; Comisión Ballenera Internacional (CBI), 2019). Las capturas de ballenas barbadas en el Pacífico Norte occidental se han mantenido estables en general desde que se publicó la primera Evaluación (CBI, 2019; captura bajo permiso especial), y las capturas en aguas antárticas se suspendieron en 2019 (CBI, 2019). Permanece estable la caza de subsistencia reglamentada de mamíferos marinos (NAMMCO, 2019; CBI, 2019). Sigue habiendo dos organizaciones intergubernamentales que brindan un foro para el debate, la evaluación y la ordenación de las

capturas de mamíferos marinos: la CBI, creada en 1946, y la NAMMCO, establecida en 1992.

Los mamíferos marinos capturados de forma incidental pueden complementar las capturas pesqueras para consumo humano. En algunos países esa práctica se puede complementar también con la caza o el consumo de animales varados (Robards y Reeves, 2011). Los mamíferos marinos que se aprovechan de ese modo han recibido las denominaciones de “carne de animales salvajes acuáticos”³ o “carne de caza marina”, esta última en analogía con la carne de caza terrestre utilizada para coadyuvar a la seguridad alimentaria en las regiones desfavorecidas (Cosentino y Fisher, 2016; Clapham y Van Waerebeek, 2007). Es probable que la captura y el consumo de especies costeras haya aumentado en latitudes más bajas (Robards y Reeves, 2011), en particular en Asia Sudoriental y África Occidental (Porter y Lai, 2017; Liu et al., 2019; Mintzer et al., 2018; Van Waerebeek et al., 2017), donde a menudo se desconoce la sostenibilidad de esas prácticas. Puesto que las alteraciones de los hábitats derivadas del cambio climático dan lugar a la redistribución de las especies y podrían afectar a la abundancia de las poblaciones (Moore y Reeves, 2018), es probable que también se vean afectadas las comunidades que dependen de la caza de mamíferos marinos para alimentarse, con los consiguientes problemas de seguridad alimentaria (Brinkman et al., 2016).

Los mamíferos marinos siguen revistiendo importancia cultural, pues se fabrican objetos con algunas partes de su cuerpo y se integran en el imaginario de las tradiciones y las culturas costeras. Ese patrimonio cultural es clave para la cohesión y la identidad de las comunidades e incorpora elementos singulares, como la pesca cooperativa entre personas y delfines del Brasil (Daura-Jorge et al., 2012).

² Véase <https://nammco.no/>.

³ Véase la resolución 12.15 de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres, relativa a la carne de animales salvajes acuáticos.

6.2. Actividades no letales

Los mamíferos marinos siguen siendo una atracción fundamental del turismo marino, que se ha incrementado⁴ y diversificado (Hoyt, 2018). Hay indicios de la expansión del turismo centrado en los mamíferos marinos en lugares novedosos, o del aumento de las tasas de avistamiento en zonas turísticas consolidadas, a consecuencia de los cambios en la distribución vinculados a la recuperación de las poblaciones y al cambio climático (p. ej., Accardo et al., 2018; Halliday et al., 2018). Hoy en día el turismo está clasificado como amenaza a la conservación de 11 especies de cetáceos y 13 especies de pinnípedos (figura II; UICN, 2019). Las actividades turísticas ofrecen a las comunidades costeras la oportunidad de generar ingresos siempre que se elaboren pla-

nes de gestión adecuados para evitar la sobreexplotación de las poblaciones de mamíferos marinos (Christiansen y Lusseau, 2015; Pirotta y Lusseau, 2015), velar por que la inversión sea responsable y procurar que los ingresos se queden en la comunidad (Higham et al., 2016). Con el fin de prestar apoyo a los responsables de la gestión, la regulación y el funcionamiento del turismo de observación de ballenas, la CBI y la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres han elaborado un manual con directrices para gestionar esas actividades que se revisa cada año y se actualiza de forma periódica. La contribución socioecológica del turismo relacionado con los mamíferos marinos a las comunidades costeras de todo el mundo sigue sin cuantificar.

7. Perspectivas

Uno de los éxitos cosechados en materia de conservación de los mamíferos marinos es el fin de la sobreexplotación de las grandes ballenas y de las capturas incidentales a niveles insostenibles en la pesca de altura en gran escala con redes de enmalle y deriva (Reeves et al., 2013). Cabe esperar que el estado de las poblaciones continúe mejorando siempre y cuando los esfuerzos de ordenación se mantengan (Bejder et al., 2016) y no se vean menoscabados por el cambio climático (Tulloch et al., 2019).

El número de especies clasificadas como En Peligro o En Peligro Crítico (22 especies) pone de manifiesto con claridad los problemas de ordenación y conservación que urge solucionar. Casi todas las especies y subpoblaciones de especies en peligro crítico, entre ellas, la vaquita, el baiji, el delfín de Maui y el delfín jorobado del Atlántico (*Sousa teuszii*), presentan distribuciones muy limitadas. A pesar de que los riesgos que enfrentan se conocen con detalle, tras decenios de intervenciones de or-

denación el estado de sus poblaciones no ha mejorado (figura III.C). A menos que las medidas de ordenación de esas especies logren mitigar las amenazas actuales, se estima que dentro de diez años dichas especies y subpoblaciones clasificadas como En Peligro Crítico se habrán deteriorado aún más y podrían extinguirse (Comité Internacional para la Recuperación de la Vaquita, 2019; UICN 2019).

Se necesitan iniciativas mundiales para elaborar planes de ordenación exhaustivos dirigidos a las especies con grandes zonas de distribución. Desde que se publicó la primera Evaluación, la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA) ha creado un área marina protegida en el mar de Ross (CCRVMA, 2016). Entre los múltiples objetivos de esa área marina protegida se incluye la protección de las zonas de alimentación básicas de la foca de Weddell (*Leptonychotes weddellii*) y de la orca tipo C. Las medidas de ordenación espacial fija, como las áreas marinas protegidas, se han revelado eficaces para

⁴ Véase la resolución 11.29 de la Convención sobre las Especies Migratorias, relativa al turismo sostenible de observación de la fauna marina silvestre desde embarcaciones.

la conservación de las especies (Gormley et al., 2012). Sin embargo, los cambios recientes que se han observado en las amenazas (figura II), junto con la rápida alteración de los ecosistemas marinos provocada por el cambio climático, hacen de esas áreas una herramienta menos flexible, en especial para asegurar la conservación y la utilización sostenible de las especies que recorren grandes distancias (Pinn, 2018; véase también el cap. 27).

Desde que se publicó la primera Evaluación ha quedado patente que los efectos acumulativos de múltiples sectores (véase también el cap. 25) influyen cada vez más en la evolución del estado de conservación de los mamíferos marinos (National Academies of Sciences, Engineering and Medicine, 2017). En los próximos decenios, el cambio climático ejercerá en los mamíferos marinos numerosos impactos (figura II), en particular alteraciones de los hábitats y las redes alimentarias. Además, el aumento de la exposición a las actividades humanas y los factores de estrés conexos se sumará a los efectos acumulativos, lo cual podría poner coto a la reciente recuperación de algu-

nas poblaciones (Tulloch et al., 2019). La ampliación trófica puede intensificar los impactos del cambio climático en los niveles superiores de las redes alimentarias, ocupados por mamíferos marinos, que sufrirían efectos proporcionalmente mayores (Lotze et al., 2019).

Los nuevos adelantos tecnológicos y analíticos han facilitado el diseño de marcos para cuantificar las consecuencias poblacionales de los múltiples factores de estrés utilizando datos de observación (véase el cap. 25). Por lo tanto, es más sencillo estimar el impacto en la conservación que ejercen los factores de estrés no letales e indirectos, como el ruido antropógeno, el turismo y los sistemas de energía renovable marina. Los enfoques ecosistémicos de la evaluación de riesgos (Holsman et al., 2017) se utilizan cada vez más como elementos clave de las evaluaciones integradas de los ecosistemas (véase también el cap. 27). Esos enfoques también contextualizan los riesgos en el marco socioecológico más amplio de las comunidades que hacen uso de los mamíferos marinos.

8. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos

El mundo está cambiando rápidamente, y ello pone a prueba la capacidad de prever el estado de los mamíferos marinos y los patrones de explotación en función de análisis retrospectivos. Esos rápidos cambios requieren nuevos enfoques mecanicistas para hacer estimaciones sobre cómo responderán las especies y las poblaciones ante el cambio climático y sobre la sostenibilidad de los impactos humanos directos e indirectos, actuales y futuros. En concreto, es preciso: a) desarrollar enfoques para evaluar y prever las respuestas y las adaptaciones de los mamíferos marinos ante el cambio climático y los cambios conexos en los ecosistemas marinos; b) profundizar en los conocimientos acerca de los efectos acumula-

tivos de las múltiples presiones antropógenas sobre los mamíferos marinos, en particular las actividades de explotación en curso y nuevas; c) formular procesos para diseñar y aplicar medidas de ordenación eficaces a fin de proteger de la extinción las especies de mamíferos marinos en peligro crítico; y d) comprender mejor las poblaciones clasificadas en la categoría Datos Insuficientes a fin de cuantificar su abundancia y, de ese modo, facilitar su clasificación y su salida de esa categoría. Además, se debe continuar trabajando para comprender mejor la función de los mamíferos marinos en los procesos oceánicos, incluida la transferencia espacial de nutrientes y carbono.⁵

⁵ Véase www.imf.org/external/pubs/ft/fandd/2019/12/natures-solution-to-climate-change-chami.htm.

9. Principales carencias que persisten en materia de creación de capacidad

Hoy por hoy no se dispone de conocimientos amplios acerca de qué dimensiones humanas redundan en el éxito o el fracaso de las intervenciones de ordenación, ni de qué capacidad y recursos se necesitan para ponerlas en marcha. Allí donde abundan los mamíferos marinos suele carecerse de capacidad institucional para maximizar las oportunidades de acceder a esos recursos tan valiosos y utilizarlos de forma sostenible. Faltan las herramientas correspondientes para evaluar los desequilibrios entre los sectores que hacen uso de los mamíferos marinos mediante capturas incidentales o efectos acumulativos no letales y las indus-

trias tradicionales que explotan esas especies (p. ej., la pesca y el turismo). Se están formulando técnicas de incentivación de otros recursos naturales, como los bosques, con el fin de diversificar sus usos sostenibles, así como para conectar mejor las comunidades locales que poseen “riqueza natural” con posibles mercados remotos (Dao, 2018). Esa estrategia podría aplicarse a los mamíferos marinos. Es necesario estudiar cómo podrían emplearse esos enfoques para diversificar la explotación actual de los mamíferos marinos y generar oportunidades de formular enfoques derivados.

Bibliografía

- Accardo, Corey, et al. (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, págs. 23 a 30.
- Atkinson, S., et al. (2008). Anthropogenic causes of the western Steller sea lion *Eumetopias jubatus* population decline and their threat to recovery. *Mammal Review*, vol. 38, No. 1, págs. 1 a 18.
- Baker, C. S., et al. (2016). Estimating the Abundance and Effective Population Size of Māui Dolphins Using Microsatellite Genotypes in 2015 a 16, with Retrospective Matching to 2001 a 16. Auckland: Departamento de Conservación.
- Balensiefer, Deisi Cristiane, et al. (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, et al. (2016). Embracing conservation success of recovering humpback whale populations: evaluating the case for downlisting their conservation status in Australia. *Marine Policy*, vol. 66, págs. 137 a 141.
- Breed, Greg A., et al. (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, págs. 2628 a 2633.
- Brinkman, Todd J., et al. (2016). Arctic communities perceive climate impacts on access as a critical challenge to availability of subsistence resources. *Climatic Change*, vol. 139, núms. 3 y 4, págs. 413 a 427.
- Burkholder, Derek A., et al. (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, págs. 1192 a 1202. <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12097>.
- Cabrera, Andrea A., et al. (2018). Strong and lasting impacts of past global warming on baleen whale and prey abundance. *BioRxiv*, 497388.

- CCRVMA (2016). Medida de Conservación 91-05 (2016): Área Marina Protegida en la región del mar de Ross.
- Chilvers, Barbara (2012). Population viability analysis of Nueva Zelandia sea lions, Auckland Islands, Nueva Zelandia's sub-Antarctics: assessing relative impacts and uncertainty. *Polar Biology*, vol. 35, No. 10, págs. 1607 a 1615. <https://doi.org/10.1007/s00300-011-1143-6>.
- Christiansen, Fredrik, y David Lusseau (2015). Linking behavior to vital rates to measure the effects of non-lethal disturbance on wildlife. *Conservation Letters*, vol. 8, No. 6, págs. 424 a 431.
- Clapham, Phil, y Koen van Waerebeek (2007). Bushmeat and bycatch: the sum of the parts. *Molecular Ecology*, vol. 16, No. 13, págs. 2607 a 2609.
- Comisión Ballenera Internacional (2019). Total Catches. Se puede consultar en <https://iwc.int/total-catches>.
- Comisión de Mamíferos Marinos del Atlántico Septentrional (NAMMCO) (2019). Marine Mammals. Seals and Walruses (Pinnipeds). <https://nammco.no/marinemammals/>.
- 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 Pesca Science Center.
- Corkeron, Peter, et al. (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, y 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. <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 de junio. <https://medium.com/@daviddao/decentralized-sustainability-9a53223d3001>.
- Da Silva, Vera M., et al. (2018). Both cetaceans in the Brazilian Amazon show sustained, profound population declines over two decades. *PLOS ONE*, vol. 13, No. 5, págs. 1 a 12. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191304>.
- Daura-Jorge, F. G., et al. (2012). The structure of a bottlenose dolphin society is coupled to a unique foraging cooperation with artisanal fishermen. *Biology Letters*, vol. 8, No. 5, págs. 702 a 705. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2012.0174>.
- Doughty, Christopher E., et al. (2016). Global nutrient transport in a world of giants. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 4, págs. 868 a 873.
- Duplaix, Nicole, y Melissa Savage (2018). The Global Otter Conservation Strategy. Grupo de Especialistas en Nutrias de la UICN/CSE, Salem (Oregón, Estados Unidos de América).
- Eikeset, Anne Maria, et al. (2018). What is blue growth? The semantics of "Sustainable Development" of marine environments. *Marine Policy*, vol. 87, págs. 177 a 179. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.10.019>.
- Estes, James A., et al. (1998). Killer whale predation on sea otters linking oceanic and nearshore ecosystems. *Science*, vol. 282, No. 5388, págs. 473 a 476.
- Estes, James A., et al. (2016). Megafaunal impacts on structure and function of ocean ecosystems. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 41, págs. 83 a 116.
- George, J. Craig, et al. (2018). Bowhead Whale: *Balaena mysticetus*. En *Encyclopedia of Marine Mammals*, Elsevier, págs. 133 a 135.
- Gormley, Andrew M., et al. (2012). First evidence that marine protected areas can work for marine mammals. *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, No. 2, págs. 474 a 480.
- Guerra, Ana Sofía (2019). Wolves of the Sea: managing human-wildlife conflict in an increasingly tense ocean. *Marine Policy*, vol. 99, págs. 369 a 373.

- Halliday, William D., et al. (2018). Tourist vessel traffic in important whale areas in the western Canadian Arctic: risks and possible management solutions. *Marine Policy*, vol. 97, págs. 72 a 81. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.08.035>.
- Hamer, D.J., et al. (2013). The En Peligro 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, págs. 386 a 400. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.07.010>.
- Hamer, Derek J., et al. (2012). Odontocete bycatch and depredation in longline fisheries: A review of available literature and of potential solutions. *Marine Mammal Science*, vol. 28, No. 4, págs. E345 a 374. <https://doi.org/10.1111/j.1748-7692.2011.00544.x>.
- Hamilton, S. G., y A. E. Derocher (2019). Assessment of global polar bear abundance and vulnerability. *Animal Conservation*, vol. 22, No. 1, págs. 83 a 95.
- Hamilton, Sheryl, y G. Barry Baker (2019). Population growth of an En Peligro pinniped—the Nueva Zelanda sea lion (*Phocarctos hookeri*)—is limited more by high pup mortality than fisheries bycatch. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 76, No. 6, págs. 1794 a 1806. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz039>.
- Harris, Catriona M., et al. (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, págs. 396 a 404.
- Higham, James E. S., et al. (2016). Managing whale-watching as a non-lethal consumptive activity. *Journal of Sustainable Turismo*, vol. 24, No. 1, págs. 73 a 90.
- Holsman, Kirstin, et al. (2017). An ecosystem-based approach to marine risk assessment. *Ecosystem Health and Sustainability*, vol. 3, No. 1, e01256.
- Hoyt, Erich (2018). Turismo. En *Encyclopedia of Marine Mammals*, 3ª ed., Bernd Würsig, J. G. M. Thewissen, y Kit M. Kovacs, eds. Academic Press, págs. 1010 a 1114. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-804327-1.00262-4>.
- Hunter, M. E., et al. (2010). Low genetic variation and evidence of limited dispersal in the regionally important Belize manatee. *Animal Conservation*, vol. 13, No. 6, págs. 592 a 602. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00383.x>.
- Jaramillo-Legorreta, Armando M., et al. (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., et al. (2015). Behavioural drivers of the ecological roles and importance of marine mammals. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 523, págs. 267 a 281.
- Liu, Mingming, et al. (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, págs. 809 a 819.
- Lotze, Heike K., et al. (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, págs. 12907 a 12912.
- MacCracken, James G. (2012). Pacific Walrus and climate change: observations and predictions. *Ecology and Evolution*, vol. 2, No. 8, págs. 2072 a 2090.
- McClatchie, Sam, et al. (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., y Charles H. Greene (2018). Uncertain recovery of the North Atlantic right whale in a changing ocean. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 1, págs. 455 a 464.
- Mintzer, Vanessa Jordan, et al. (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, págs. 745 a 764.
- Moore, Sue E., et al. (2019). Baleen whale ecology in arctic and subarctic seas in an era of rapid habitat alteration. *Progress in Oceanography*, vol. 176.
- Moore, Sue E., y Randall R. Reeves (2018). Tracking arctic marine mammal resilience in an era of rapid ecosystem alteration. *PLoS Biology*, vol. 16, No. 10, e2006708.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- 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>.
- Notarbartolo di Sciara, Giuseppe, y S. Kotomatas (2016). Capítulo Twelve: are Mediterranean monk seals, *Monachus monachus*, being left to save themselves from extinction? *Advances in Marine Biology*, vol. 75, págs. 359 a 386. <https://doi.org/10.1016/bs.amb.2016.08.004>.
- Pettis, H., et al. (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? *En Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, vol. 56. S. J. Hawkins et al., eds. Boca Ratón (Florida, Estados Unidos): CRC Press, págs. 72 a 104.
- Pirotta, Enrico, et al. (2018). Understanding the population consequences of disturbance. *Ecology and Evolution*, vol. 8, No. 19, págs. 9934 a 9946.
- Pirotta, Enrico, y David Lusseau (2015). Managing the wildlife tourism commons. *Ecological Applications*, vol. 25, No. 3, págs. 729 a 741.
- Porter, Lindsay, y 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., et al. (2013). Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *En Peligro Species Research*, vol. 20, No. 1, págs. 71 a 97.
- Regehr, Eric V., et al. (2016). Conservation status of polar bears (*Ursus maritimus*) in relation to projected sea-ice declines. *Biology Letters*, vol. 12, No. 12, págs. 20160556.
- Robards, Martin D., y Randall R. Reeves (2011). The global extent and character of marine mammal consumption by humans: 1970 a 2009. *Biological Conservation*, vol. 144, No. 12, págs. 2770 a 2786.
- Rojas-Bracho L., et al. (2019). A field effort to capture En Peligro Crítico vaquitas *Phocoena sinus* for protection from entanglement in illegal gillnets. *En Peligro Species Research*, vol. 38, págs. 11 a 27.
- Roman, Joe, et al. (2014). Whales as marine ecosystem engineers. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 12, No. 7, págs. 377 a 385.
- Seyboth, Elisa, et al. (2016). Southern Right Whale (*Eubalaena australis*) Reproductive Success is Influenced by Krill (*Euphausia superba*) Density and Climate. *Scientific Reports*, vol. 6. <https://doi.org/10.1038/srep28205>.
- Southern Resident Orca Taskforce (2019). *Final Report and Recommendations*.
- Sydeman, William J., et al. (2015). Climate change and marine vertebrates. *Science*, vol. 350, No. 6262, págs. 772 a 777.
- Tixier, Paul, et al. (2019). Commercial fishing patterns influence odontocete whale-longline interactions in the Southern Ocean. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 1904.
- Tulloch, Vivitskaia J. D., et al. (2019). Future recovery of baleen whales is imperiled by climate change. *Global Change Biology*, vol. 25, No. 4, págs. 1263 a 1281.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (2019). *Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN*. www.iucnredlist.org/es/.

- Van Waerebeek, Koen, et al. (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, págs. 1576 a 1586.
- Vianna, Juliana A., et al. (2010). Phylogeography of the marine otter (*Lontra felina*): historical and contemporary factors determining its distribution. *Journal of Heredity*, vol. 101, No. 6, págs. 676 a 689. <https://doi.org/10.1093/jhered/esq088>.
- Werner, Timothy B., et al. (2015). Mitigating bycatch and depredation of marine mammals in longline fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 72, No. 5, págs. 1576 a 1586.
- Yamada, Tadasu K., et al. (2019). Description of a new species of beaked whale (*Berardius*) found in the North Pacific. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 12723.

Capítulo 6E

Reptiles marinos

Contribuidores: Qamar Schuyler (coordinador), Karen Evans (responsable del subcapítulo), Maximilian Hirschfeld, Gabriel Hoinsoude Segniagbeto, Carmen Mifsud, André Silva Barreto y Vinay Udyawer.

Ideas clave

- Los cambios en el estado de conservación de las tortugas marinas que se han producido desde la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017a) son muy diversos: algunas poblaciones han experimentado tasas de crecimiento positivas, mientras que otras han sufrido disminuciones catastróficas.
- El estado de conservación de la mayoría de las poblaciones de serpientes de mar e iguanas marinas se mantiene sin cambios respecto del reflejado en la primera Evaluación, aunque siguen existiendo enormes lagunas de datos.
- Las principales amenazas para los reptiles marinos son similares a las que se describieron en la primera Evaluación. La captura incidental es la amenaza más importante, aunque la caza selectiva, la contaminación marina, la pérdida de hábitats, el desarrollo costero, las enfermedades y el cambio climático son procesos que también plantean amenazas clave.

1. Introducción

En el capítulo 39 de la primera Evaluación se resumió el estado de conservación de los reptiles marinos, las principales amenazas que se cernían sobre esos taxones y las necesidades de conservación más apremiantes después de 2012 (Naciones Unidas, 2017b).

En el presente subcapítulo se ofrece una evaluación actualizada a escala mundial y se exponen las tendencias regionales del estado de conservación de las tortugas marinas y las serpientes de mar, haciendo hincapié en los cambios que han tenido lugar desde la primera Evaluación. El subcapítulo se relaciona con otros capítulos de la presente Evaluación, en particular los capítulos 4, 7 y 15.

1.1. Marcos de evaluación

Los principales marcos utilizados en la primera Evaluación para analizar el estado de los reptiles marinos fueron las evaluaciones de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) y la cartera de prioridades de conservación del Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas de la UICN (Wallace et al., 2010). En el presente subcapítulo se adopta un enfoque similar y, cuando no se dispone de datos actualizados sobre el estado de conservación, se incorpora la información actualizada de los informes regionales del Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas y de publicaciones revisadas por homólogos.

2. Estado de conservación de los reptiles marinos

2.1. Tortugas marinas

Desde que se publicó la primera Evaluación se ha actualizado el estado de 2 poblaciones mundiales y 4 subpoblaciones de tortugas marinas (cuadro 1). El estado mundial de la tortuga boba (*Caretta caretta*), en función de datos relativos al 90 % del total de la población anidadora mundial (que comprende 6 de las 10 subpoblaciones reconocidas), ha mejorado, de la categoría En Peligro a la categoría Vulnerable (cuadro 1). Sin embargo, el estado de cada subpoblación varía de forma considerable,

desde la categoría Preocupación Menor (océano Atlántico Noroccidental y Sudoccidental, Mediterráneo y océano Pacífico Norte) a Casi Amenazada (océano Índico Sudoccidental y Sudoriental), En Peligro (océano Atlántico Nororiental) y En Peligro Crítico (océano Índico Noroccidental y Nororiental y océano Pacífico Sur) (Casale y Tucker, 2017).

La tortuga lora (*Lepidochelys kempii*) ha subido de categoría, de En Peligro a En Peligro Crítico, porque su población total se ha reducido más de un 80 % con respecto a los nive-

les históricos. Tal pérdida supone un retroceso en la recuperación observada en las décadas de 1990 y 2000, cuyas causas se desconocen pero podrían estar relacionadas con las capturas pesqueras incidentales y el derrame de petróleo de la plataforma Deepwater Horizon (Wibbels y Bevan, 2019). Del mismo modo, la subpoblación de tortuga laúd (*Dermochelys coriacea*) del Atlántico Noroccidental ha subido de categoría, de Preocupación Menor a En Peligro (Grupo de Trabajo sobre la Tortuga Laúd del Atlántico Noroccidental, 2019). Ese cambio se debe principalmente a los resultados de los nuevos análisis sobre las tendencias de anidamiento regionales.

Se han clasificado por primera vez las subpoblaciones de tortuga verde (*Chelonia mydas*) del océano Índico Norte (Vulnerable) y el océano Atlántico Sur (Preocupación Menor) (Mancini et al., 2019; Broderick y Patricio, 2019) y se ha vuelto a evaluar la subpoblación hawaiana, que ha permanecido en la categoría Preocupación Menor (Chaloupka y Pilcher, 2019). Pese a que, desde la publicación de la primera Evaluación, la UICN no ha vuelto a evaluar el estado de la tortuga verde a nivel mundial, en un examen mundial realizado con arreglo a la Ley de Especies Amenazadas de los Estados Unidos de América se concluyó que la mayoría de las subpoblaciones presentaban un riesgo muy bajo de cuasiextinción en los 100 años siguientes (Seminoff et al., 2015). De las subpoblaciones evaluadas, la mediterránea se encontraba en mayor riesgo de extinguirse.

2.2. Serpientes de mar

Desde que se publicó la primera Evaluación se ha actualizado el estado de 26 de las 71 especies actualmente reconocidas, incluidas 3 de las 4 especies de reciente descripción. Dos especies (*Aipysurus apraefrontalis* y *A. foliosquama*), que se habían clasificado en la categoría En Peligro Crítico, fueron reclasificadas en Datos Insuficientes debido a cambios en su zona de distribución conocida (D'anastasi et al., 2016; Udyawer et al., 2020).

A consecuencia de la disminución de su abundancia en el arrecife Ashmore, la zona de distribución conocida de la serpiente de mar de

Célebes (*Aipysurus fuscus*) se ha reducido a tres sistemas de arrecifes del mar de Timor. Actualmente clasificada en la categoría En Peligro, sus altas tasas de hibridación con *A. laevis*, más común, en su reducida zona de distribución ha suscitado inquietud por los altos niveles de introgresión de esta última especie (Sanders et al., 2014).

En términos más generales, la mayor documentación sobre las serpientes de mar ha proporcionado registros actualizados de las agregaciones de especies y de su distribución a escala mundial (Rasmussen et al., 2014; Rezaie-Atagholipour et al., 2016; Sarker et al., 2017; Buzás et al., 2018; Ganesh et al., 2019). A raíz de la mayor evaluación genética de las especies en toda su zona de distribución mundial se ha reestructurado la filogenia de las Hydrophiinae (Sanders et al., 2013), se han reclasificado las especies crípticas (Sanders et al., 2013; Ukuwela et al., 2013; Ukuwela et al., 2014; Lukoschek, 2018) y se han descrito cuatro nuevas especies desde que se publicó la primera Evaluación (Ukuwela et al., 2012; Sanders et al., 2012; Nankivell et al., 2020).

En 2018 volvieron a evaluarse 26 especies de serpientes de mar australianas en el marco de la Lista Roja de la UICN. A excepción de la actualización del estado de las cinco especies que figuran en el cuadro anterior, la clasificación de las 21 especies australianas restantes se mantuvo sin cambios. Desde que se publicó la primera Evaluación no se ha vuelto a evaluar ninguna de las especies no australianas (45).

2.3. Iguanas marinas

En 2020 se volvió a evaluar con arreglo a la Lista Roja de la UICN el estado de la iguana marina (*Amblyrhynchus cristatus*), que sigue clasificado en la categoría Vulnerable (MacLeod et al., 2020). Tras un reciente examen taxonómico de la especie basado en información morfológica y genética, 2 subespecies se reclasificaron en 1, y se añadieron 5 subespecies nuevas, con lo que el total de subespecies es de 11 (Miralles et al., 2017).

Cuadro 1
Especies de tortugas marinas y serpientes de mar que han cambiado de categoría en la Lista Roja de la UICN desde que se publicó la primera Evaluación

Taxones	Nombre común	Cambio de categoría en la Lista Roja de la UICN
Tortugas marinas	Tortuga boba	Bajó de categoría en 2015, de EN a VU (las subpoblaciones se encuentran entre las categorías CR y LC)
	Tortuga verde	La subpoblación hawaiana se mantuvo en la categoría LC en 2019. Las subpoblaciones del océano Índico Norte y el océano Atlántico Sur se clasificaron respectivamente como VU y LC en 2019. El resto de la población mundial se considera EN (sin cambios, pero véase Seminoff et al., 2015)
	Tortuga lora	Subió de categoría en 2019, de EN a CR
	Tortuga laúd	La subpoblación del océano Atlántico Noroccidental subió de categoría en 2019, de LC a EN. La población mundial no se ha evaluado desde 2013 y se mantiene en VU, aunque todas las demás subpoblaciones se clasifican como CR o DD (sin cambios)
Serpientes de mar	Serpiente de mar de nariz corta	Se revisó en 2018, de CR a DD
	Serpiente de mar de piel escamosa	Se revisó en 2018, de CR a DD
	Serpiente mosaico	Clasificada como DD en 2018
	Serpiente de mar de Shark Bay	Clasificada como DD en 2018
	Serpiente de mar de Carpentaria	Clasificada como DD en 2018

Abreviaciones: CR, En Peligro Crítico; EN, En Peligro; VU, Vulnerable; NT, Casi Amenazada; LC, Preocupación Menor; DD, Datos Insuficientes.

Nota: Las otras especies de tortugas marinas no han sido reevaluadas desde la primera Evaluación.

Veintiséis especies de serpientes marinas australianas fueron reevaluadas bajo la evaluación de la Lista Roja de la UICN en 2018. Aparte de las actualizaciones de las cinco especies enumeradas en la tabla anterior, las listas de las 21 especies australianas restantes se mantuvieron sin cambios. Todas las demás especies que se encuentran fuera de Australia (45) no han sido reevaluadas desde la primera Evaluación.

3. Tendencias regionales

Se dispone de información sobre las tendencias poblacionales locales y regionales de las tortugas y las serpientes marinas, procedente de diversas fuentes. Dado que esas fuentes informan acerca de dichas tendencias de muchas formas distintas, en el cuadro 2 se presenta un breve resumen con referencias concretas y detalles sobre los métodos de evaluación y presentación de información empleados por cada fuente. Cuando los datos sobre las tendencias poblacionales se refieren a una unidad de gestión regional completa, se incluyen citas de informes sobre las subregiones de esa

unidad. La información sobre los casos en que las playas o zonas de anidación más pequeñas presentan tendencias divergentes de las de la unidad se incluye por separado. En el cuadro 2 se recogen únicamente datos sobre las tendencias registradas desde que se publicó la primera Evaluación, por lo que la información que en él figura se basa en fuentes publicadas desde 2015 hasta enero de 2020. Los datos adicionales desconocidos por los autores o publicados después de enero de 2020 podrían alterar las tendencias que se muestran en el cuadro.

Cuadro 2

Tendencias regionales de abundancia y distribución de las tortugas marinas y las serpientes de mar

Región	Tortugas	Serpientes de mar
Océano Atlántico Norte, mar Caribe y Mediterráneo	<p>Tendencias crecientes (anidación) CC: UGR del océano Atlántico Noroccidental (Ceriani y Meylan, 2017; Mazaris et al., 2017; Nalovic et al., 2018) y UGR del Mediterráneo (Casale, 2015a; Mazaris et al., 2017; Casale et al., 2018) CM: UGR del océano Atlántico Noroccidental (Mazaris et al., 2017; Nalovic et al., 2018; Valdivia et al., 2019; National Marine Pesca Service, 2019); sector de población discreto del océano Atlántico Sur (Valdivia et al., 2019) y Mediterráneo (Casale et al., 2018) EI: UGR del océano Atlántico Occidental (Mazaris et al., 2017; Nalovic et al., 2018; Valdivia et al., 2019)</p> <p>Tendencias estables (anidación) CC: unidad de recuperación de la península de Florida (Estados Unidos) (Valdivia et al., 2019) LK: tras la recuperación exponencial que tuvo lugar después de la publicación de la primera Evaluación, las tendencias se han estabilizado de manera considerable (Wibbels y Bevan, 2019)</p> <p>Tendencias decrecientes (anidación) DC: UGR del océano Atlántico Noroccidental (Grupo de Trabajo sobre la Tortuga Laúd del Atlántico Noroccidental, 2019) EI: México (Valdivia et al., 2019)</p>	
Océano Atlántico Sur	<p>Tendencias crecientes (anidación) CC: UGR del océano Atlántico Sudoccidental (Casale y Marcovaldi, 2015) CM: UGR del océano Atlántico Sur (Mazaris et al., 2017; Broderick y Patricio, 2019) DC: Brasil, con variaciones (Colman et al., 2019) LO: UGR del océano Atlántico Occidental (Mazaris et al., 2017)</p> <p>Tendencias estables (anidación) LO: Guayana Francesa (Francia) (Nalovic et al., 2018)</p> <p>Tendencias decrecientes (anidación) LO: UGR del océano Atlántico Oriental (Mazaris et al., 2017)</p>	Posible expansión de la distribución de resultas del cambio en las condiciones climáticas (Lillywhite et al., 2017)

Región	Tortugas	Serpientes de mar
Océano Índico, mar Árabe y golfo Pérsico	<p>Tendencias crecientes (anidación) CC: UGR del océano Índico Sudoccidental (Mazaris et al., 2017) CM: UGR del océano Índico Sudoccidental (Mazaris et al., 2017) LO: UGR del océano Índico Nororiental (Mazaris et al., 2017)</p> <p>Tendencias estables (anidación) CM: Egipto y Kuwait (Phillott y Rees, 2018) DC: India (Phillott y Rees, 2018) EI: Kuwait y Qatar (Phillott y Rees, 2018) LO: India, con 2 sitios de anidación principales y 1 menor, estables o crecientes (Phillott y Rees, 2018)</p> <p>Tendencias decrecientes (anidación) CC: UGR del océano Índico Noroccidental (Casale, 2015b) CM: UGR del océano Índico Norte (Mancini et al., 2019)</p>	
Océano Pacífico Norte	<p>Tendencias crecientes (anidación) CC: UGR del océano Pacífico Norte (Casale y Matsuzawa, 2015) CM: UGR del océano Pacífico Norte Central (Mazaris et al., 2017; Chaloupka y Pilcher, 2019) e Islas Marianas del Norte (Summers et al., 2018)</p> <p>Tendencias decrecientes (anidación) CM: North-West Pacific Ocean RMU (Mazaris et al., 2017) CM: UGR del océano Pacífico Noroccidental (Mazaris et al., 2017) DC: UGR del océano Pacífico Occidental (Tiwari et al., 2013; Mazaris et al., 2017) y UGR del océano Pacífico Oriental (Wallace et al., 2013, Mazaris et al., 2017)</p> <p>Sin tendencia (individuos) CM: : Guam, con un recuento de individuos en el océano (Valdivia et al., 2019)</p>	<p>Los registros de datos nuevos apuntan la expansión de la distribución en el norte de su zona geográfica (Park et al., 2017). Tendencias decrecientes de las capturas de pesca no reglamentada en el golfo de Tailandia (Van Cao et al., 2014)</p>
Océano Pacífico Sur	<p>Tendencias crecientes (anidación) CC: Australia (Limpus et al., 2013)</p> <p>Tendencias estables (anidación) ND: Australia septentrional (Groom et al., 2017)</p> <p>Decreasing trends CM: isla Raine (Australia), donde el análisis genético podría indicar una drástica reducción del éxito de eclosión (Jensen et al., 2016) EI: Australia, anidación (Bell et al., 2020) ND: UGR del océano Pacífico Sudoccidental (Mazaris et al., 2017)</p> <p>Sin tendencias definidas (anidación) ND: eastern Australia (Limpus et al., 2017)</p>	<p>Los nuevos datos apuntan la expansión de la zona de distribución (D'anastasi et al., 2016; Udyawer et al., 2020)</p>

Abreviaciones: CC, *Caretta caretta* (tortuga boba); CM, *Chelonia mydas* (tortuga verde); DC, *Dermochelys coriacea* (tortuga laúd); EI, *Eretmochelys imbricata* (tortuga carey); LK, *Lepidochelys kempii* (tortuga lora); LO, *Lepidochelys olivacea* (tortuga golfina); ND, *Natator depressus* (tortuga plana); UGR, unidad de gestión regional.

4. Amenazas

Aunque muchos reptiles marinos están protegidos por ley y se han emprendido esfuerzos de conservación en muchas regiones, a escala mundial las amenazas a que hacen frente esos animales son, en esencia, las mismas que se señalaron en la primera Evaluación. La mortalidad por captura incidental en la pesca (tanto reglamentada como ilegal, no declarada y no reglamentada) sigue representando una amenaza importante para las tortugas marinas y las serpientes de mar (Lewison et al., 2014; Rees et al., 2016; Riskas et al., 2018). Otros factores clave que suponen una amenaza para los reptiles marinos son la caza no reglamentada, la contaminación marina, la pérdida de hábitats, el desarrollo costero, las enfermedades y el cambio climático. Si bien desde que se publicó la primera Evaluación ha aumentado la comprensión de los impactos que el cambio climático y la contaminación marina ejercen en los reptiles marinos, los impactos poblacionales siguen siendo ampliamente desconocidos.

4.1. Tortugas marinas

Aunque es probable que las capturas incidentales y la retención de animales sean la amenaza más importante para las poblaciones de tortugas de todo el mundo, gracias a las investigaciones realizadas desde que se publicó la primera Evaluación se han podido comprender mejor las amenazas que suponen el cambio climático y la contaminación.

Los efectos más importantes que se cree que el cambio climático ejerce en las tortugas marinas son la feminización de la población y el aumento de la mortalidad embrionaria debido a la mayor temperatura de los nidos (Fuentes y Cinner, 2010). Aunque el índice de masculinidad de referencia en una serie de playas de anidación indica que la gran mayoría de las nuevas crías son hembras (p. ej., Laloë et al., 2016; Jensen et al., 2018), algunos modelos sugieren que la feminización podría en realidad conducir a un aumento del éxito reproductivo a corto plazo, ya que los machos pueden reproducirse con mayor frecuencia que las hembras (Hays et al., 2014). Pese a que los embriones

podrían ser más resilientes ante las altas temperaturas de lo que se pensaba (Howard et al., 2014), el aumento de la temperatura acaba provocando la mortalidad de las crías (Laloë et al., 2017). Se ha sugerido que el cambio climático podría afectar a las tendencias poblacionales a escala regional, con un aumento del éxito reproductivo en las zonas templadas que podría equilibrar la disminución de la producción de crías en las zonas tropicales (Montero et al., 2018). Sin embargo, los impactos del cambio climático, desde la subida del nivel del mar (y la pérdida de hábitats conexa) hasta el aumento de la incidencia de ciclones, que dan lugar a la inundación de los nidos y la erosión costera, son otra fuente de preocupación por las poblaciones de tortugas (Fuentes y Cinner, 2010).

En 2010 el derrame de petróleo de la Deepwater Horizon provocó que cientos de miles de tortugas verdes, bobas y loras quedaran expuestas a petróleo en distintos grados (Consejo de Evaluación de Daños a los Recursos Naturales causados por la Deepwater Horizon, 2016; Putman et al., 2015). Aunque todavía no se han cuantificado los impactos poblacionales del derrame a largo plazo, el número de nidos de tortugas bobas y loras parece haber disminuido como consecuencia tanto de la mortalidad directa (de las tortugas adultas) como de la disuasión que las actividades de limpieza de las playas de anidación suponen para las tortugas (Gallaway et al., 2016; Lauritsen et al., 2017). En las evaluaciones mundiales de los riesgos asociados a las interacciones de las tortugas marinas con los detritos marinos se ha estimado que es probable que más del 50 % de las tortugas marinas haya ingerido detritos (Schuyler et al., 2016), y se ha observado que las tortugas carey ingieren hasta 8,8 g de plástico por kg de peso corporal (Lynch, 2018). Se ha demostrado que los detritos marinos, al igual que otros contaminantes, causan efectos perjudiciales en los individuos, pero los impactos ecosistémicos y poblacionales de los contaminantes en las poblaciones de tortugas marinas no se han estudiado con suficiente profundidad (NELMS et al., 2016; Wilcox et al., 2018).

Una posible nueva amenaza que está surgiendo en el Caribe es la acumulación costera de una proliferación inédita de Sargassum. Si bien los mantos de Sargassum en mar abierto constituyen zonas de cría vitales para las tortugas marinas, recientemente se han hecho estudios que sugieren que la acumulación de Sargassum en la costa podría estorbar la anidación e impedir la dispersión de las crías y que los montículos en descomposición podrían alterar los niveles de oxígeno y las condiciones térmicas (Maurer et al., 2015). Dado que esa acumulación masiva de algas marinas en la costa es un fenómeno nuevo, en particular en el Caribe oriental, se desconocen en gran medida sus impactos directos en la anidación de las tortugas marinas. La degradación del hábitat de las playas de anidación derivada del desarrollo costero, señalada en la primera Evaluación, sigue disminuyendo la cantidad y la calidad de las zonas de anidación disponibles para las hembras (Broderick y Patricio, 2019; Casale y Tucker, 2017).

4.2. Serpientes de mar

En el golfo de Tailandia se han documentado altos niveles de capturas incidentales de serpientes de mar durante las pesquerías locales de calamares. Las serpientes de mar son un importante producto comercial de la captura incidental para los pescadores vietnamitas que faenan en el golfo de Tailandia, y a día de hoy su captura no está reglamentada ni, en gran parte, documentada (Van Cao et al., 2014). En los estudios de referencia se ha detectado una disminución de las capturas de serpientes de mar entre 2008 y 2012 (Van Cao et al., 2014). El desarrollo de dispositivos de reducción de las capturas incidentales —por ejemplo, en la industria de la pesca de arrastre australiana— podría ayudar a mitigar la elevada captura incidental de serpientes de mar en las pesquerías tropicales en las que se adopten medidas de reducción de las capturas incidentales, pero su utilidad podría ser limitada en las pesquerías que dependen de las capturas incidentales comerciales como fuente de ingresos (Lobo et al., 2010).

Las altas concentraciones de trazas de metales pesados registradas en serpientes de mar muy próximas a las operaciones de extracción de minerales que se realizan en toda su zona de distribución han puesto de relieve que la contaminación marina supone una nueva amenaza para las poblaciones de esos animales (Rezaie-Atagholipour et al., 2012; Sereshk y Bakhtiari, 2015; Gillett et al., 2017; Goiran et al., 2017).

4.3. Iguanas marinas

En la primera Evaluación se señaló que los fenómenos climáticos extremos asociados a El Niño, el turismo y las especies introducidas, además de la contaminación, representaban amenazas clave para las iguanas marinas (Wikelski et al., 2002). Sin embargo, desde entonces no se han publicado estudios sobre el impacto directo de ninguno de esos factores de estrés en las cifras poblacionales. Las estimaciones sobre el tamaño poblacional basadas en enfoques moleculares sugieren que las poblaciones de las subespecies propuestas recientemente suelen ser pequeñas y tienen poco potencial evolutivo, lo cual las hace vulnerables a las amenazas (Frankham et al., 2014; MacLeod y Steinfartz, 2016).

En investigaciones posteriores sobre las amenazas que acechan a las iguanas marinas se ha demostrado que las actividades turísticas producen estrés fisiológico e inmunodepresión (French et al., 2017). Pese a la creciente demanda de recursos para satisfacer el crecimiento de la población humana residente, el turismo y la economía (Benitez-Capistros et al., 2014; Walsh y Mena, 2016; Pizzitutti et al., 2017), que puede suponer una amenaza para las iguanas marinas, no se han llevado a cabo estudios para evaluar el impacto de la contaminación por derrames de petróleo, plaguicidas agrícolas y plásticos en las poblaciones de iguanas marinas desde que se publicó la primera Evaluación.

Aunque se llevan ejecutando programas de control y erradicación de especies introducidas desde la década de 1980 (Barnett y Rudd, 1983; Carrión, 2016), no se ha evaluado su eficacia en relación con las poblaciones de iguanas marinas.

En general, la mejora de la gestión y el control de la inmigración, el turismo y la importación de bienes que ha tenido lugar desde la primera Evaluación puede reducir las presiones acumulativas que soportan las poblaciones de iguanas marinas como resultado del cambio climático, la contaminación, el turismo y los

depredadores introducidos, pero requiere una atención constante con el fin de reducir la disminución continua de la población (Dirección del Parque Nacional Galápagos, 2014; Asamblea Nacional de la República del Ecuador, 2015; MacLeod et al., 2020).

5. Consecuencias económicas y sociales de los cambios en las poblaciones de reptiles marinos

Se han publicado pocos estudios sobre las consecuencias económicas y sociales de las alteraciones en las poblaciones de reptiles marinos, y hay poca información sobre la función económica y social de las serpientes de mar, en particular, en muchas regiones de su zona de distribución mundial. Equilibrar el crecimiento económico que supone el turismo con la protección de las poblaciones de reptiles marinos, en especial las iguanas marinas, sigue planteando un reto importante.

El crecimiento de varias poblaciones de tortugas verdes ha suscitado un interés creciente en la posibilidad de llevar a cabo o ampliar su caza legal de forma sostenible, en particular entre los grupos humanos con razones culturales o de subsistencia para capturarlas (Chaloupka y Balazs, 2007; Rees et al., 2016).

Hay poca información sobre la dependencia de los pescadores de los países en desarrollo de los ingresos que obtienen de las serpientes

de mar capturadas de forma incidental (p. ej., Van Cao et al., 2014). Sin embargo, las altas tasas de captura incidental de serpientes de mar podrían ser una fuente de ingresos en las pesquerías cada vez menos rentables de Asia Meridional y Sudoriental (Lobo et al., 2010).

Los mayores conocimientos e investigación acerca de las serpientes de mar surgidos desde que se publicó la primera Evaluación han alentado el interés del público en muchos lugares, y ello se ha traducido en la creación de programas de ciencia ciudadana a largo plazo para recopilar datos sobre serpientes de mar (p. ej., Goiran y Shine, 2019). El aumento de los casos conocidos de varamiento de serpientes de mar ha hecho posible reunir datos acerca de la salud de esos animales que pueden arrojar luz sobre las causas de esos fenómenos y los cambios en la distribución (Udyawer et al., 2018).

6. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

6.1. Tortugas marinas

Como se destacó en la primera Evaluación, la variabilidad demográfica de diversas subpoblaciones de tortugas marinas y las amenazas que afectan a esas poblaciones ponen de relieve la necesidad de evaluar las especies y las subpoblaciones regionales de forma continua. En un estudio reciente se concluyó que

según existiendo lagunas de conocimientos clave para fundamentar la ordenación de las poblaciones de tortugas marinas (Rees et al., 2016). En términos generales, faltan conocimientos sobre la biología reproductiva, incluidas la selección de nidos, la adecuación de las crías y la producción, los hábitats de alimentación, incluida su interconectividad, la demo-

grafía, la patogénesis de las enfermedades y los riesgos poblacionales vinculados a amenazas como la contaminación, las capturas incidentales, el cambio climático y las posibles consecuencias imprevistas de las medidas de mitigación conexas.

6.2. Serpientes de mar

En relación con las serpientes de mar, se precisan información fundamental y medidas de vigilancia a largo plazo en la mayor parte de su zona de distribución mundial. En un estudio reciente, varios expertos detectaron lagunas de conocimientos clave para establecer bases de referencia y avanzar en la ordenación de las poblaciones de serpientes de mar (Udyawer et al., 2018). En términos generales, faltan conocimientos sobre la distribución geográfica, incluidos los movimientos, la dispersión y la conectividad de las poblaciones, la determinación de los hábitats clave, en particular en las regiones costeras, y la cuantificación de la resiliencia ante las perturbaciones ambientales (p. ej., las olas de calor marinas y la decoloración de los corales) y de las respuestas ante amenazas como las capturas incidentales y el cambio climático (Fry et al., 2001; Gillett et al., 2014; Heatwole et al., 2016).

Actualmente tampoco está claro cómo pueden estar influyendo en la salud de las poblaciones las nuevas amenazas, como los contaminantes (Rezaie-Atagholipour et al., 2012; Sereshk y Bakhtiari, 2015; Goiran et al., 2017).

Los casos cada vez más numerosos de serpientes de mar cabeza de tortuga (*Emydocephalus annulatus*) muertas en las lagunas

protegidas de Nueva Caledonia (Francia) sin causa aparente, han puesto de manifiesto la necesidad de comprender la prevalencia de las enfermedades, la susceptibilidad de las poblaciones y la posible relación con el cambio climático (Udyawer et al., 2018).

Dada la variedad de personas expuestas a las serpientes de mar (p. ej., el personal de diversas industrias y los usuarios recreativos de playas y océanos) y los posibles peligros conexas (p. ej., la intoxicación por mordedura), hay oportunidades para llevar a cabo iniciativas de educación y vigilancia públicas. La recopilación participativa de datos, ya sea de forma casual o como parte de programas de ciencia ciudadana, abarca desde la notificación de casos de serpientes marinas varadas (Gillett et al., 2017; Gillett, 2017) hasta la realización de estudios más participativos, estructurados y periódicos (Goiran y Shine, 2019).

6.3. Iguanas marinas

La falta de datos recientes sobre la abundancia de las subespecies de iguanas marinas limita toda evaluación de las tendencias poblacionales en relación con las amenazas y las medidas de ordenación. Los recientes avances en la genética de poblaciones y la taxonomía de las iguanas marinas podrían orientar los objetivos futuros de la investigación y la ordenación con fines de conservación. Además, crear capacidad local y asignar recursos para llevar a cabo actividades de vigilancia amplia a largo plazo podría facilitar la evaluación de las tendencias poblacionales y de la vulnerabilidad de las iguanas marinas en lo sucesivo.

Bibliografía

- 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., y 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., et al. (2020). Twenty-eight years of decline: nesting population demographics and trajectory of the north-east Queensland En Peligro hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*). *Biological Conservation*, vol. 241. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108376>.

- Benítez-Capistros, Francisco, et al. (2014). Environmental impacts on the Galapagos Islands: identification of interactions, perceptions and steps ahead. *Ecological Indicators*, vol. 38, págs. 113 a 123. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.10.019>.
- Broderick, A, y Ana Patricio (2019). Green Turtle: *Chelonia mydas* (South Atlantic subpopulation). En The IUCN Red List of Threatened Species 2019. <https://doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T142121866A142086337.en>.
- Buzás, Balázs, et al. (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 a Parte I: Animales. 4 de octubre de 2016. www.carlospi.com/galapagospark/parque_nacional_especies_invasoras_animales.html.
- Casale, P. (2015a). *Caretta caretta* (Mediterranean subpopulation). En The IUCN Red List of Threatened Species 2015. e.T83644804A83646294.
- _____ (2015b). *Caretta caretta* (North West Indian Ocean subpopulation). En The IUCN Red List of Threatened Species 2015. e.T84127873A84127992.
- Casale, P., y M. A. Marcovaldi (2015). *Caretta caretta* (South West Atlantic subpopulation). En The IUCN Red List of Threatened Species 2015. e.T84191235A84191397.
- Casale, P., e Y. Matsuzawa (2015). *Caretta caretta* (North Pacific subpopulation). En The IUCN Red List of Threatened Species 2015. e.T83652278A83652322.
- Casale, P., y A. D. Tucker (2017). *Caretta caretta*. En The IUCN Red List of Threatened Species 2017. e.T3897A119333622.
- Casale, P., et al. (2018). Mediterranean sea turtles: current knowledge and priorities for conservation and research. En *Peligro Species Research*, vol. 36, págs. 229 a 267.
- Ceriani, S. A., y A. Meylan (2017). *Caretta caretta* (North West Atlantic subpopulation) (amended version of 2015 assessment). En The IUCN Red List of Threatened Species 2017. e.T84131194A119339029.
- Chaloupka, M., y 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, núms. 1 y 2, págs. 93 a 109.
- Chaloupka, M., y N. J. Pilcher (2019). *Chelonia mydas* (Hawaiian subpopulation). En The IUCN Red List of Threatened Species 2019. e.T16285718A142098300.
- Colman, Liliana P., et al. (2019). Thirty years of leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting in Espírito Santo, Brazil, 1988 a 2017: reproductive biology and conservation. En *Peligro Species Research*, vol. 39, págs. 147 a 158.
- Consejo de Evaluación de Daños a los Recursos Naturales causados por la Deepwater Horizon (2016). Deepwater Horizon oil spill: Final Programmatic Damage Assessment and Restoration Plan and Final Programmatic Environmental Impact Statement. Se puede consultar en www.gulfspillrestoration.noaa.gov/restoration-planning/gulf-plan.
- D'anastasi, B. R., et al. (2016). New range and habitat records for threatened Australian sea snakes raise challenges for conservation. *Biological Conservation*, vol. 194, págs. 66 a 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, et al. (2014). Genetics in conservation management: revised recommendations for the 50/500 rules, Red List criteria and population viability analyses. *Biological Conservation*, vol. 170, págs. 56 a 63.

- French, Susannah S., et al. (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, págs. 37 a 47.
- Fry, G. C., et al. (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, págs. 55 a 73.
- Fuentes, M. M. P. B., y 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, págs. 2511 a 2518.
- Galloway, Benny J., et al. (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, págs. 192 a 205.
- Ganesh, S. R., et al. (2019). Marine snakes of Indian coasts: historical resume, systematic checklist, toxicology, status, and identification key. *Journal of Threatened Taxa*, vol. 11, No. 1, págs. 13132 a 13150.
- Gillett, Amber K. (2017). An investigation into the stranding of Australian sea snakes.
- Gillett, Amber K., et al. (2014). An antemortem guide for the assessment of stranded Australian sea snakes (Hydrophiinae). *Journal of Zoo and Vida silvestre Medicine*, vol. 45, No. 4, págs. 755 a 765.
- (2017). Postmortem examination of Australian sea snakes (Hydrophiinae): Anatomy and common pathologic conditions. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, vol. 29, No. 5, págs. 593 a 611.
- Goiran, C., et al. (2017). Industrial melanism in the seasnake *Emydocephalus annulatus*. *Current Biology*, vol. 27, No. 16, págs. 2510 a 2513.
- Goiran, C., y Richard Shine (2019). Grandmothers and deadly snakes: an unusual project in “citizen science”. *Ecosphere*, vol. 10, No. 10, e02877.
- Groom, Rachel A., et al. (2017). Estimating long-term trends in abundance and survival for nesting flatback turtles in Kakadu National Park, Australia. *En Peligro Species Research*, vol. 32, págs. 203 a 211.
- Grupo de Trabajo sobre la Tortuga Laúd del Atlántico Noroccidental (2019). *Dermochelys coriacea* (Northwest Atlantic Ocean subpopulation). *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*. e. T46967827A83327767.
- Hays, Graeme C., et al. (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, et al. (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, págs. 18 a 25.
- Howard, Robert, et al. (2014). Thermal tolerances of sea turtle embryos: current understanding and future directions. *En Peligro Species Research*, vol. 26, No. 1, págs. 75 a 86.
- Jensen, Michael P., et al. (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, págs. 241 a 256.
- Jensen, Michael P., et al. (2018). Environmental warming and feminization of one of the largest sea turtle populations in the world. *Current Biology*, vol. 28, No. 1, págs. 154 a 159. e4.
- Laloë, Jacques-Olivier, et al. (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, págs. 92 a 99.
- Laloë, Jacques-Olivier, et al. (2017). Climate change and temperature-linked hatchling mortality at a globally important sea turtle nesting site. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 11, págs. 4922 a 4931.
- Lauritsen, Ann Marie, et al. (2017). Impact of the Deepwater Horizon oil spill on loggerhead turtle *Caretta caretta* nest densities in northwest Florida. *En Peligro Species Research*, vol. 33, págs. 83 a 93.

- Lewison, Rebecca L., et al. (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, págs. 5271 a 5276.
- Lillywhite, Harvey B., et al. (2017). Why are there no sea snakes in the Atlantic? *BioScience*, vol. 68, No. 1, págs. 15 a 24.
- Limpus, C. J., et al. (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., et al. (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, et al. (2010). Commercializing bycatch can push a fishery beyond economic extinction. *Conservation Letters*, vol. 3, No. 4, págs. 277 a 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, págs. 325 a 340.
- Lynch, Jennifer M. (2018). Quantities of detritos marinos 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, págs. 12026 a 12038.
- MacLeod, Amy, et al. (2020). *Amblyrhynchus cristatus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T1086A499235.
- MacLeod, Amy, y Sebastian Steinfartz (2016). The conservation status of the Galápagos marine iguanas, *Amblyrhynchus cristatus*: a molecular perspective. *Amphibia-Reptilia*, vol. 37, No. 1, págs. 91 a 109.
- Mancini, A., et al. (2019). *Chelonia mydas* (North Indian Ocean subpopulation). En The IUCN Red List of Threatened Species 2019. e.T142121108A142122995.
- Maurer, Andrew S., et al. (2015). Sargassum accumulation may spell trouble for nesting sea turtles. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 13, No. 7, págs. 394 a 395.
- Mazaris, Antonios D., et al. (2017). Global sea turtle conservation successes. *Science Advances*, vol. 3, No. 9, e 1600730.
- Miralles, Aurélien, et al. (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, págs. 678 a 710.
- Montero, Natalie, et al. (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.
- Naciones Unidas (2017a). The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Capítulo 39: Marine reptiles. En The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nalovic, Michel, et al. (2018). Sea Turtles in the North-West Atlantic & Caribbean Region: MTSG Annual Regional Report 2018. Proyecto de informe del Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas de la UICN-CSE.
- Nankivell, J. H., et al. (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., et al. (2016). Plastic and marine turtles: a review and call for research. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 73, No. 2, págs. 165 a 181.

- National Marine Pesca Service (2019). Recovering Threatened and En Peligro Species, FY 2017-2018. Report to Congress.
- Park, Jaejin, et al. (2017). Northward dispersal of sea kraits (*Laticauda semifasciata*) beyond their typical range. *PloS One*, vol. 12, No. 6, e 0179871.
- Phillott, A. D., y A. Rees, eds. (2018). Sea Turtles in the Middle East and South Asia Region: MTSG Annual Regional Report 2018. Proyecto de informe del Grupo de Especialistas en Tortugas Marinas de la UICN-CSE.
- Pizzitutti, Francesco, et al. (2017). Scenario planning for tourism management: a participatory and system dynamics model applied to the Galapagos Islands of Ecuador. *Journal of Sustainable Turismo*, vol. 25, No. 8, págs. 1117 a 1137.
- Putman, Nathan F., et al. (2015). Deepwater Horizon oil spill impacts on sea turtles could span the Atlantic. *Biology Letters*, vol. 11, No. 12, 20150596.
- Rasmussen, Arne Redsted, et al. (2014). Sea snakes in Australian waters (Serpentes: subfamilies Hydrophiinae and Laticaudinae) – a review with an updated identification key. *Zootaxa*, vol. 3869, No. 4, págs. 351 a 371.
- Rees, A. F., et al. (2016). Are we working towards global research priorities for management and conservation of sea turtles? *En Peligro Species Research*, vol. 31, págs. 337 a 382.
- Rezaie-Atagholipour, Mohsen, et al. (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, págs. 416 a 421.
- _____ (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, págs. 129 a 164.
- Riskas, Kimberly A., et al. (2018). Evaluating the threat of IUU fishing to sea turtles in the Indian Ocean and Southeast Asia using expert elicitation. *Biological Conservation*, vol. 217, págs. 232 a 239.
- Sanders, Kate L., et al. (2012). *Aipysurus mosaicus*, a new species of egg-eating sea snake (Elapidae: Hydrophiinae), with a redescription of *Aipysurus eydouxi* (Gray, 1849). *Zootaxa*, No. 3431, págs. 1 a 18.
- Sanders, Kate L., et al. (2013). Multilocus phylogeny and recent rapid radiation of the viviparous sea snakes (Elapidae: Hydrophiinae). *Molecular Phylogenetics and Evolution*, vol. 66, No. 3, págs. 575 a 591.
- Sanders, Kate L., et al. (2014). High rates of hybridisation reveal fragile reproductive barriers between En Peligro Australian sea snakes. *Biological Conservation*, vol. 171, págs. 200 a 208.
- Sarker, Mohammad Abdur Razzaque, et al. (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, págs. 384 a 393.
- Schuyler, Qamar A., et al. (2016). Risk analysis reveals global hotspots for detritus marinos ingestion by sea turtles. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 2, págs. 567 a 576.
- Seminoff, Jeffrey Aleksandr, et al. (2015). Status review of the green turtle (*Chelonia mydas*) under the En Peligro Species Act.
- Sereshk, Zahra Heydari, y 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, págs. 15781 a 15787.
- Summers, Tammy M., et al. (2018). En Peligro 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., et al. (2013). *Dermochelys coriacea* (West Pacific Ocean subpopulation). En *The IUCN Red List of Threatened Species 2013*. e.T46967817A46967821.

- Udyawer, Vinay, et al. (2018). Future directions in the research and management of marine snakes. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 399.
- _____ (2020). Prioritising search effort to locate previously unknown populations of En Peligro marine reptiles. *Global Ecology and Conservation*, vol. 22, e01013.
- Ukuwela, Kanishka D. B., et al. (2012). *Hydrophis donaldi* (Elapidae, Hydrophiinae), a highly distinctive new species of sea snake from northern Australia. *Zootaxa*, vol. 3201, No. 1, págs. 45 a 57.
- Ukuwela, Kanishka D. B., et al. (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, págs. 262 a 269.
- Ukuwela, Kanishka D. B., et al. (2014). Multilocus phylogeography of the sea snake *Hydrophis curtus* reveals historical vicariance and cryptic lineage diversity. *Zoologica Scripta*, vol. 43, No. 5, págs. 472 a 484.
- Valdivia, Abel, et al. (2019). Marine mammals and sea turtles listed under the US En Peligro Species Act are recovering. *PloS One*, vol. 14, issue 1, e0210164
- Van Cao, Nguyen, et al. (2014). Sea snake harvest in the Gulf of Tailandia. *Conservation Biology*, vol. 28, No. 6, págs. 1677 a 1687.
- Wallace, Bryan P., et al. (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., et al. (2013). *Dermochelys coriacea* (East Pacific Ocean subpopulation). En *The IUCN Red List of Threatened Species*. e.T46967807A46967809.
- Walsh, Stephen J., y 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, págs. 14536 a 14543.
- Wibbels, T., y E. Bevan (2019). *Lepidochelys kempii*. En *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*. e.T11533A142050590.
- Wikelski, Martin, et al. (2002). Galapagos islands: marine iguanas die from trace oil pollution. *Nature*, vol. 417, págs. 607 a 608.
- Wilcox, Chris, et al. (2018). A quantitative analysis linking sea turtle mortality and plastic debris ingestion. *Scientific Reports*, vol. 8, art. 12536.
- Ukuwela, Kanishka D.B., et al. (2012). *Hydrophis donaldi* (Elapidae, Hydrophiinae), a highly distinctive new species of sea snake from northern Australia. *Zootaxa*, vol. 3201, No. 1, págs. 45–57.
- Ukuwela, Kanishka D.B., et al. (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, págs. 262–269.
- Ukuwela, Kanishka D. B., et al. (2014). Multilocus phylogeography of the sea snake *Hydrophis curtus* reveals historical vicariance and cryptic lineage diversity. *Zoologica Scripta*, vol. 43, No. 5, págs. 472–484.
- Naciones Unidas (2017a). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Capítulo 39: Marine reptiles. In *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Valdivia, Abel, et al. (2019). Marine mammals and sea turtles listed under the US En Peligro Species Act are recovering. *PloS One*, vol. 14, issue 1, e0210164
- Van Cao, Nguyen, et al. (2014). Sea snake harvest in the Gulf of Tailandia. *Conservation Biology*, vol. 28, No. 6, págs. 1677–1687.
- Wallace, Bryan P., et al. (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., et al. (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, págs. 14536–14543.
- Wibbels, T., and E. Bevan (2019). *Lepidochelys kempii*. In *The IUCN Red List of Threatened Species 2019*. e. T11533A142050590.
- Wikelski, Martin *et al.* (2002). Galapagos islands: marine iguanas die from trace oil pollution. *Nature*, vol. 417, págs. 607–608.
- Wilcox, Chris *et al.* (2018). A quantitative analysis linking sea turtle mortality and plastic debris ingestion. *Scientific Reports*, vol. 8, art. 12536.

Capítulo 6F

Aves marinas

Contribuidores: Martin Cryer (coordinador), Igor Debski, Maria Dias, Karen Evans (responsable del subcapítulo), Carolina Hazin, Cleo Small y Graeme Taylor.

Ideas clave

- Desde que se publicó la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017), el estado de conservación mundial de las aves marinas ha empeorado, lo cual supone la continuación de una tendencia a largo plazo.
- El 31 % de las especies están hoy amenazadas de extinción, frente al 28 % en 2010.
- Las presiones relacionadas con la pesca (las capturas incidentales y el agotamiento de las presas) repercuten ahora en más especies, mientras que la contaminación afecta a menos especies (aunque los detritos marinos, sobre todo los plásticos, son una amenaza emergente cuyas consecuencias no se conocen bien).
- Las especies exóticas invasoras y el cambio climático también siguen siendo causas importantes del deterioro del estado de las aves marinas e influyen en un número de especies similar al de 2010.
- La capacidad y los recursos actuales limitan la posibilidad de evaluar las consecuencias poblacionales y las implicaciones que las amenazas existentes y emergentes tienen para los servicios ecosistémicos.

1. Introducción

Las aves marinas (definidas como las especies de aves de las cuales un gran porcentaje de la población depende del medio marino durante al menos una parte del año (Croxall et al., 2012)) desempeñan un papel importante en los ecosistemas marinos del mundo, pues son depredadores apicales y consumen aproximadamente la misma cantidad de biomasa que todas las pesquerías juntas (Brooke, 2004). Las aves marinas se encuentran en todos los océanos, desde las zonas costeras hasta la alta mar, y muchas especies son altamente migratorias, por lo que conectan diferentes sistemas marinos o cuencas oceánicas (Croxall et al., 2005; Shaffer et al., 2006; Egevang et al., 2010; Dias et al., 2011).

Con arreglo a la taxonomía actual se distinguen 359 especies que representan seis órdenes y 12 familias. Croxall et al. (2012) resumieron la distribución mundial de las especies (por país) atendiendo a la riqueza de especies, el número de especies endémicas y el número de especies amenazadas. Las aves marinas están relativamente bien estudiadas, en comparación con la mayor parte de los demás taxones marinos, y desde que se publicó la primera Evaluación se han llevado a cabo varias evaluaciones en las que se documentan el estado y las tendencias recientes de grupos taxonómicos específicos (Trathan et al., 2015; Phillips et al., 2016; Rodríguez et al., 2019).

En la primera Evaluación se informó de que 97 especies de aves marinas estaban clasificadas como amenazadas, en diversos grados (a saber, las especies clasificadas en las categorías En Peligro Crítico, En Peligro o Vulnerable de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) de 2010), cifra que representaba el 28 % de las 346 especies evaluadas hasta la fecha. Además, en la primera Evaluación se puso de relieve que las especies de aves marinas pelágicas estaban particularmente amenazadas y que los albatros (familia Diomedidae), los petreles tábano (familia Procellariidae, géneros *Pterodroma* y *Pseudobulweria*) y los pingüinos (familia Spheniscidae) eran los grupos con los porcentajes más altos de especies en categorías amenazadas de la Lista Roja de la UICN. También se concluyó que la disminución de las poblaciones de aves marinas era el resultado de diez presiones principales. En el mar, esas presiones eran las capturas incidentales (en la pesca con palangre y redes de enmalle y de arrastre), la contaminación (causada por los derrames de petróleo y los detritos marinos, incluidos los plásticos), el agotamiento de las especies presa debido a la pesca, y la producción energética y la minería mar adentro. En tierra, las principales amenazas eran las especies exóticas invasoras, las especies autóctonas problemáticas (p. ej., las

que se han vuelto superabundantes), las perturbaciones humanas, el desarrollo industrial y residencial, y la caza y las trampas. Se determi-

nó que el cambio climático y las condiciones meteorológicas extremas afectaban a las aves marinas tanto en tierra como en el mar.

2. Descripción de los cambios ambientales observados (entre 2010 y 2020)

En el cuadro 1 se muestra el número de especies clasificadas en cada categoría de la Lista Roja de la UICN en 2018, por orden de aves marinas. Desde entonces se ha realizado un examen cuantitativo de las amenazas que repercuten en todas las especies de aves marinas a nivel mundial utilizando datos extraídos de más de 900 publicaciones y un enfoque de evaluación estándar basado en el Sistema de Clasificación de Amenazas de la Lista Roja de la UICN (UICN, 2019) (Dias et al., 2019).

En su examen, Dias et al. (2019) adoptaron un enfoque similar al utilizado por Croxall et al. (2012), por lo que sus resultados pueden utilizarse para analizar los cambios en el estado de las aves marinas y las amenazas a que hacen frente desde que se publicó la primera Evaluación. Desde ese momento, 28 especies de aves marinas han subido de categoría (es

decir, su estado de conservación ha empeorado) y 11 especies han bajado de categoría (es decir, su estado de conservación ha mejorado) (cuadro 2). Particularmente notable ha sido el empeoramiento del estado de las especies de los órdenes Anseriformes (patos marinos), 5 de cuyas 18 especies han subido de categoría, y Procellariiformes (tubinares), 11 de cuyas 131 especies han subido de categoría y 4 han bajado. Los Procellariiformes (en particular los albatros y los petreles tábano) y los pingüinos siguen siendo los grupos con mayor proporción de especies amenazadas (véase el cuadro 1). La bajada de categoría de algunas especies desde que se publicó la primera Evaluación se debe a que se han perfeccionado los conocimientos (p. ej., se han descubierto nuevas colonias y se ha revisado la taxonomía) y no a que su estado haya mejorado de forma real.

Cuadro 1

Número de especies de aves marinas (346), por orden, en cada categoría de la Lista Roja de la UICN en 2018, examinadas por Croxall et al. (2012) y Dias et al. (2019)

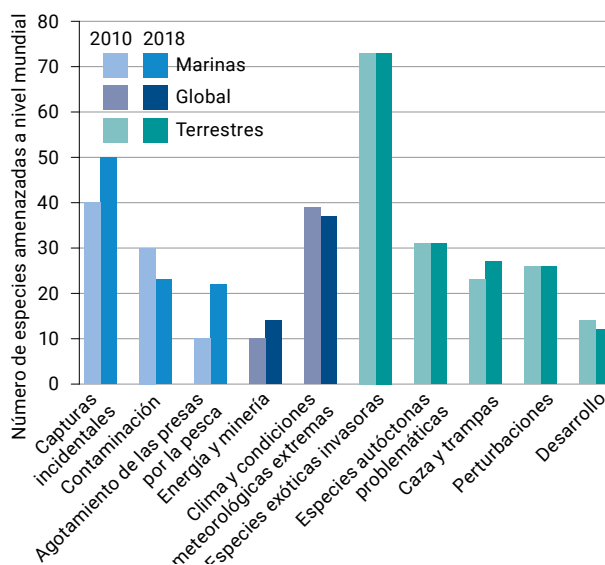
Orden de aves marinas	EX	CR	EN	VU	NT	LC	DD	Total
Procellariiformes (tubinares)	2	13	20	27	19	47	3	131
Sphenisciformes (pingüinos)	0	0	5	5	3	5	0	18
Charadriiformes (gaviotas y alcas)	1	1	4	10	11	93	0	120
Anseriformes (patos marinos)	0	0	0	4	2	12	0	18
Suliformes (alcatraces y piqueros)	0	2	5	8	3	26	0	44
Gaviiformes (colimbos)	0	0	0	0	1	4	0	5
Phaethontiformes (rabijuncos)	0	0	0	0	0	3	0	3
Pelecaniformes (pelícanos)	0	0	0	0	1	2	0	3
Podicipediformes (zambullidores)	0	0	0	1	0	3	0	4
Total	3	16	34	55	40	195	3	346

Abreviaciones: EX, Extinto; CR, En Peligro Crítico; EN, En Peligro; VU, Vulnerable; NT, Casi Amenazado; LC, Preocupación Menor; DD, Datos Insuficientes.

Si se comparan los exámenes de Dias et al. (2019) y Croxall et al. (2012) también se concluye que los factores como las especies exóticas invasoras, el cambio climático y las condiciones meteorológicas extremas siguen afectando a un número de especies amenazadas a nivel mundial similar al de 2010 (figura I). Dias et al. (2019) determinaron que las capturas incidentales de las pesquerías y el agotamiento de las presas por la pesca repercutían en más especies de aves marinas en 2018 que en 2010 (respectivamente, 50 especies amenazadas en todo el mundo, o un aumento de 10 desde 2010, y 22 especies amenazadas en todo el mundo, o un aumento de 12 desde 2010). Esos aumentos se deben, al menos en parte, a una mejor comprensión de los impactos de las capturas incidentales en las aves marinas, en particular durante la pesca con redes de enmalle (Crawford et al., 2015; véase también la figura siguiente), y de los efectos de la competencia por las especies presa entre las pesquerías y las aves marinas (Crawford et al., 2015; Grémillet et al., 2018; Trathan et al., 2015). La disminución de las presas también puede obedecer a factores distintos de la pesca, como el cambio climático (Mitchell et al., 2020). Las principales amenazas para las especies amenazadas son las mismas que para todas las especies de aves marinas (Dias et al., 2019).

Se ha informado de que el cambio climático ya ha causado disminuciones en la población de casi 100 especies de aves marinas (Dias et al., 2019). Por ejemplo, los cambios en la temperatura de la superficie marina durante el final del invierno se asociaron a la disminución de la tasa de crecimiento poblacional del albatros de ceja negra (*Thalassarche melanophris*), principalmente por los efectos en la disponibilidad de presas y la subsiguiente supervivencia juvenil (Jenouvrier et al., 2018). Asimismo, Carroll et al. (2015) concluyeron que el éxito reproductivo de 11 colonias de gaviota tridáctila (*Rissa tridactyla*) de Irlanda y el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte aumentaba cuando la estratificación era más débil antes de la reproducción y cuando las temperaturas de la superficie marina eran más bajas durante la temporada de reproducción.

Figura I
Número de especies de aves marinas amenazadas a nivel mundial afectadas por amenazas marinas, terrestres y mixtas en 2010 y 2018



Fuente: Croxall et al. (2012), datos del 2010; Dias et al. (2019), datos del 2018.

Nota: Se muestran únicamente las amenazas estudiadas en ambos exámenes.

Las especies exóticas invasoras siguen representando una amenaza para 73 especies, el mismo número que en 2010, y las ratas y los gatos amenazan en particular a los petreles de pequeño tamaño, como los petreles tábano y los paños (Rodríguez et al., 2019). En su examen mundial, Jones et al. (2016) encontraron 122 especies (202 poblaciones) de aves marinas que se habían beneficiado (aumentando el tamaño de la población o colonizando un emplazamiento) de la erradicación de los mamíferos invasores de las islas. También se han demostrado beneficiosos otros programas de restauración o mejora de hábitats de aves marinas consistentes en plantar y reforestar, retirar malas hierbas, facilitar o brindar oportunidades de anidación y controlar la erosión (Beck et al., 2015; Bried y Neves, 2015; Buxton et al., 2016).

Cuadro 2

Resumen de los cambios en el estado de las especies de aves marinas producidos entre 2010 y 2018 y reflejados en la Lista Roja de la UICN ^a

Orden de aves marinas	Sube	Sin cambios	Baja	Datos Insuficientes	Total
Procellariiformes	11	112	4	4	131
Sphenisciformes	1	15	2	0	18
Charadriiformes	8	108	4	0	120
Anseriformes	5	13	0	0	18
Suliformes	2	41	1	0	44
Gaviiformes	0	5	0	0	5
Phaethontiformes	0	3	0	0	3
Pelecaniformes	0	3	0	0	3
Podicipediformes	1	3	0	0	4
Total	28	303	11	4	346

Fuente: Croxall et al. (2012) para 2010; Dias et al. (2019) para 2018.

Nota: "Sube" indica un empeoramiento del estado de conservación entre 2010 y 2018, mientras que "Baja" indica una mejora del estado de conservación. Las especies figuran en la columna "Datos Insuficientes" si habían sido clasificadas en esa categoría de la Lista Roja de la UICN en 2010 o 2018 porque no se pudo hacer una evaluación sustancial del cambio en el estado.

^a La comparación se limita a las 346 especies de aves marinas examinadas por ambos autores.

Las capturas incidentales en las pesquerías continúan planteando la mayor amenaza en el mar para las Procelariiformes, principalmente los albatros, los petreles de gran tamaño y las pardelas (Phillips et al., 2016; Rodríguez, 2019). En la meta 14.2 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible se especifica que, para 2020, los ecosistemas marinos y costeros deberían gestionarse y protegerse sosteniblemente para evitar efectos adversos importantes; por otra parte, los impactos en la biodiversidad deberán tenerse en cuenta a fin de avanzar en la consecución del Objetivo 12. Los esfuerzos por reducir las capturas incidentales de aves marinas en las pesquerías han ido en aumento, por medios como los planes de acción nacionales adoptados o actualizados por algunas naciones que utilizan artes de pesca con palangre o redes de arrastre o de enmalle, en las que las capturas incidentales suele ser un problema. Además, en algunas zonas sujetas a jurisdicción nacional y en algunas partes de la alta mar se han introducido medidas de mitigación obli-

gatorias, como, por ejemplo, la colocación de pesos en las líneas, el calado nocturno, las líneas espantapájaros y las zonas de veda (Brothers et al., 1999; Abraham et al., 2017). Hay pruebas de que el número de especies de aves marinas amenazadas cuyas presas se agotan a causa de la pesca se ha duplicado con creces en el último decenio (Croxall et al., 2012; Dias et al., 2019), aunque el aumento se debe, al menos en parte, al incremento de los conocimientos al respecto.

Por el contrario, en la evaluación más reciente se determinó que las amenazas asociadas a la contaminación marina habían disminuido y que la contaminación afectaba a 23 especies amenazadas en todo el mundo (7 menos que en 2010). Esa disminución obedece principalmente a que en los últimos decenios ha tenido lugar una reducción general de la contaminación asociada a los derrames de petróleo (Roser, 2013). Se ha documentado que la contaminación en forma de plásticos marinos afecta de manera amplia a las especies

de aves marinas (p. ej., Wilcox et al., 2015). A pesar de que en la meta 14.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible se marca el propósito de prevenir y reducir significativamente la contaminación marina de todo tipo para 2025, se prevé que el plástico en el medio marino seguirá afectando a muchas especies de aves marinas en los próximos decenios (Kühn et al., 2015; Ryan et al., 2009; Wilcox et al., 2015). Aunque todavía no se ha demostrado que esa forma de contaminación sea una causa directa de muchos casos de disminución poblacional (no obstante, véanse Auman et al. (1997) y Lavers et al. (2014)), la probabilidad de riesgo es mayor para las especies de pequeño tamaño altamente pelágicas, como los paíños, los pato petreles y las alquitas (Roman et al., 2019; Wilcox et al., 2015). La contaminación lumínica, tanto en las colonias (Rodríguez et al., 2017; Rodríguez et al., 2019) como la procedente de plataformas petrolíferas, embarcaciones y otras estructuras artificiales en el mar, representa una amenaza para los petreles de pequeño tamaño (Montevecchi, 2006; Rodríguez et al., 2019), aunque sus impactos en las poblaciones son poco conocidos. Esta amenaza no se examinó en la primera Evaluación.

Otras amenazas emergentes detectadas por Dias et al. (2019) son la producción energética, en particular los parques eólicos marítimos, la explotación minera de los fondos marinos (Green et al., 2016) y la contaminación lumínica, en particular la procedente de infraestructuras marinas como plataformas y embarcaciones (Rodríguez et al., 2017; Rodríguez et al., 2019). Los conocimientos acerca de las consecuencias poblacionales de esas amenazas siguen siendo escasos, pero las aves marinas juveni-

les y las aves próximas a las colonias muestran particular susceptibilidad a la contaminación lumínica (Rodríguez et al., 2015). Se han descrito efectos adversos, como colisiones y muertes, en al menos 21 especies de Procellariiformes, en particular porque la luz artificial empleada en las pesquerías y las instalaciones de petróleo y gas mar adentro atrae a las aves (Montevecchi, 2006). Avanzar en esas esferas es pertinente para cumplir la meta 15.9 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, que especifica que, para 2020, debían integrarse los valores de los ecosistemas y la biodiversidad en la planificación y los procesos de desarrollo nacionales y locales (sin olvidar la pertinencia de los Objetivos 7, 9 y 11 en esa esfera).

Pese a que el tamaño de las poblaciones de algunas especies de pingüinos está aumentando, el cambio climático se considera una importante amenaza para muchas especies del grupo, que experimentan disminuciones asociadas principalmente con los cambios en las condiciones de los hábitats, la mayor frecuencia de las inundaciones y las tormentas, y las temperaturas extremas (Trathan et al., 2015; Dias et al., 2019). La meta 13.2 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible consiste en incorporar medidas relativas al cambio climático en las políticas, estrategias y planes nacionales, aunque no especifica una fecha límite. Ahora se sabe que las capturas incidentales, la competencia con las pesquerías, la contaminación, las especies exóticas invasoras y las perturbaciones en las colonias también son factores de estrés importantes para las especies de pingüinos (Trathan et al., 2015; Crawford et al., 2017; Dias et al., 2019).

3. Consecuencias de los cambios en las poblaciones de aves marinas para las comunidades, las economías y el bienestar humano

Los cambios en las poblaciones de aves marinas, en particular los descensos sustanciales, repercuten en la biodiversidad y el funciona-

miento conexo de los sistemas marinos y en los servicios ecosistémicos que prestan (Wenny et al., 2011; Burdon et al., 2017; Tavares et

al., 2019). Por ejemplo, las aves marinas que se alimentan en el mar y anidan en tierra pueden aportar una importante proporción de nutrientes que penetran en los sistemas terrestres y, de ese modo, incrementan la productividad de la fauna y la flora locales y de los sistemas costeros adyacentes (Graham et al., 2018). Toda alteración de esa transferencia de nutrientes tendría repercusiones profundas en esos sistemas. Es probable que, aunque no se conocen bien, las consecuencias que los cambios en las poblaciones de aves marinas pueden te-

ner para los servicios ecosistémicos sean variadas y complejas. Por lo tanto, los efectos de los cambios en las poblaciones de aves marinas en los servicios ecosistémicos revisten importancia directa para muchos Objetivos de Desarrollo Sostenible, a saber, los Objetivos 7 (energía asequible y no contaminante), 9 (industria, innovación e infraestructura), 11 (ciudades y comunidades sostenibles), 12 (producción y consumo responsables), 13 (acción por el clima), 14 (vida submarina) y 15 (vida de ecosistemas terrestres).

4. Perspectivas

El deterioro continuo a largo plazo del estado de las poblaciones de aves marinas, en particular de las especies pelágicas en los últimos diez años (figura II), y la persistencia de las principales amenazas no ofrecen perspectivas optimistas para las aves marinas en el futuro próximo.

Es probable que prosigan los esfuerzos actuales para mitigar los efectos de las capturas incidentales de las pesquerías y las especies invasoras, en especial en los hábitats insulares, a medida que aumentan el reconocimiento y la prioridad que se otorgan a la importancia de conservar la biodiversidad y las aves marinas (Buxton et al., 2016; Jones et al., 2016). Sin embargo, si se intensifica la presión de la pesca sobre los peces de forraje podría aumentar la competencia entre las pesquerías y las aves marinas, con los consiguientes perjuicios que podrían sufrir algunas poblaciones de aves marinas, si bien no hay pruebas empíricas sólidas de que los efectos pudieran ser sistemáticos (Hilborn et al., 2017). Los efectos del posible incremento de la competencia podrían verse exacerbados por cualquier disminución de la abundancia de presas relacionada con cambios en las condiciones oceanográficas derivados del cambio climático (Grémillet y Boulinier, 2009). En ese contexto, trasladar las pesquerías a niveles tróficos inferiores, en particular las especies mesopelágicas (St. John et al., 2016), podría resultar especialmente problemático porque los peces mesopelágicos son

una parte importante de la dieta de muchas aves marinas pelágicas (Watanuki y Thiebot, 2018).

Se prevé que el cambio climático tendrá profundas repercusiones en muchas poblaciones de aves marinas debido a la posible redistribución de las presas y a las alteraciones de la composición de las comunidades marinas. Es probable que los efectos directos del cambio climático aumenten el estrés térmico en las colonias de cría y reposo, acrecienten las perturbaciones de esas colonias a través del incremento de la frecuencia y la intensidad de las tormentas, en particular en las regiones donde las colonias se establecen a baja altitud, e incrementen la inundación de las zonas de anidación y alimentación situadas a baja altitud como resultado de la subida del nivel del mar (Grémillet y Boulinier, 2009). Determinados grupos, como los pingüinos, son particularmente vulnerables a las consecuencias negativas del cambio climático (Dias et al., 2019), sobre todo las especies que dependen de los bancos de hielo o de elementos concretos de los hábitats que es probable que disminuyan con el cambio climático (Ainley et al., 2010). Aunque se prevé que el cambio climático perjudicará a muchas más especies (BirdLife International y National Audubon Society, 2015), otras experimentarán efectos positivos debido al incremento del tamaño de su zona de distribución o de su población. Por ejemplo, se pronostica que las poblaciones de pingüino rey (*Aptenodytes pa-*

tagonicus) y de albatros de ceja negra (*Thalassarche melanophris*) que anidan en la isla Heard (Australia) crecerán (Chambers et al., 2011) de resultas del incremento de la extensión de las zonas de cría a medida que los glaciares retroceden.

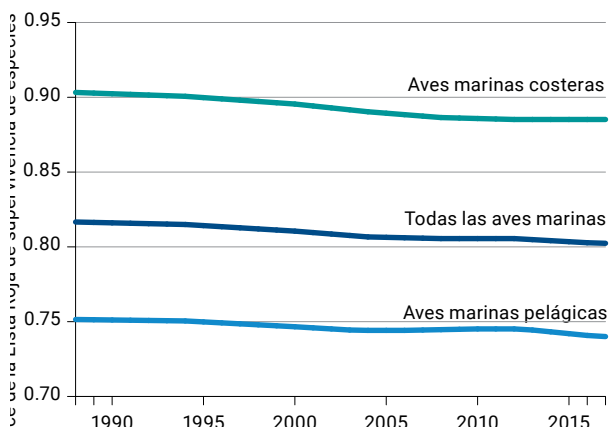
Conforme el uso de la tecnología de energías renovables (eólica, hidráulica y undimotriz) continúa aumentando a nivel mundial, es probable que se incremente el riesgo de que las aves marinas interactúen con la infraestructura conexas. Además, dichas interacciones, que es probable que predominen entre las especies costeras, como los buceadores, los negrones, los charranes y los cormoranes (Garthe y Hüppop, 2004), podrían plantear más problemas para las especies que recorren grandes distancias, como las pardelas (Busch y Garthe, 2018). La posibilidad de que aumenten los impactos podría reducirse ubicando las infraestructuras en zonas menos concurridas por las aves marinas, determinadas mediante datos de observación y rastreo sobre el uso de los hábitats (p. ej., Busch et al., 2013; Winship et al., 2018).

Aunque el número de grandes derrames de petróleo se ha reducido en los últimos decenios, es probable que aumenten otras formas de contaminación, como los detritos marinos, en particular teniendo en cuenta que se pronostican grandes aumentos de la cantidad de desechos plásticos en el medio marino (Jambeck et al., 2015). También se prevé que aumentarán los impactos asociados a la contaminación lumínica, en gran parte debido al continuo crecimiento del tráfico marítimo, que se está expandiendo a un ritmo de alrededor del 4 % anual (Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo, 2018). Las especies en peligro o con poblaciones pequeñas tienen más probabilidades de verse afectadas (Rodríguez et al., 2019). El crecimiento del tráfico marítimo también puede incrementar el riesgo de que se introduzcan depredadores o patógenos exóticos en más lugares, lo cual podría afectar a las poblaciones de aves marinas (Renner et al., 2018).

La nueva tecnología de rastreo de aves marinas (véanse, p. ej., Sansom et al., 2018; Zhang

et al., 2019) y los sofisticados programas informáticos de cartografía y análisis harán posible estimar la exposición de las poblaciones de aves marinas a amenazas concretas con cada vez mayor precisión. Ello debería hacer posible seleccionar las especies, las etapas vitales, las amenazas, los lugares y los momentos respecto de los cuales las poblaciones de aves marinas se beneficiarán más de la aplicación de medidas de mitigación, así como señalar con exactitud las carencias clave en materia de conocimientos. Los enfoques cuantitativos de superposición espacial se han empleado fundamentalmente para evaluar los impactos y los riesgos que acarrea la pesca (véanse, p. ej., Tuck et al., 2011; Abraham et al., 2017; Clay et al., 2019), pero en adelante podrían ser útiles para evaluar todas las amenazas incorporando un componente espacial (p. ej., según informan Currey et al., 2012; Redfern et al., 2013).

Figura II
Índice de la Lista Roja de supervivencia de especies de aves marinas relativo al período comprendido entre 1988 y 20177



Nota: El índice de la Lista Roja utiliza la información de la Lista Roja de la UICN para medir las tasas de supervivencia generales previstas para las especies dentro de cada grupo (Butchart et al., 2007). Se basa en los cambios en la proporción de especies de cada categoría de clasificación de amenazas que son el resultado de una mejora o un deterioro real del estado de cada especie. El índice revisado se expresa de manera que, para cualquier grupo dado, un valor de 1 indica que todas las especies están clasificadas en la categoría Preocupación Menor y un valor de 0 indica que todas las especies se han extinguido.

5. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos

A pesar de que las aves marinas están relativamente bien estudiadas, persisten varias lagunas de conocimientos sobre la demografía, el estado, la distribución en el mar y las tendencias poblacionales de las especies pequeñas, como los paíños, los petreles tábano, los pato petreles y las alquetas. Además, hay poca información sobre la distribución en el mar de la mayoría de las especies de aves marinas en las primeras etapas de su ciclo vital, en comparación con las etapas adultas. Sin embargo, tal vez las mayores carencias sean las relativas a

las consecuencias poblacionales probables, y las consiguientes alteraciones de los servicios ecosistémicos (y los avances hacia la consecución de las metas de los Objetivos de Desarrollo Sostenible), derivadas de los impactos de las amenazas emergentes, como los detritos marinos (en especial, los plásticos), las infraestructuras de energía eólica y mareomotriz costeras y mar adentro, la explotación minera de los fondos marinos y la contaminación lumínica.

6. Principales carencias que persisten en materia de creación de capacidad

Las principales carencias de capacidad que persisten se relacionan con las lagunas de conocimientos mencionadas. La capacidad y los recursos actuales limitan la posibilidad de hacer el seguimiento de las tendencias poblacionales, comprender la distribución en el mar de las aves en sus diferentes etapas vitales y esti-

mar la demografía y la productividad de todas las especies, a excepción de las más estudiadas. Esas carencias restringen enormemente la posibilidad de evaluar las consecuencias y las repercusiones poblacionales que las amenazas existentes y emergentes tienen para los servicios ecosistémicos.

Bibliografía

- Abraham, Edward R., et al. (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, Nueva Zelanda.
- Ainley, David, et al. (2010). Antarctic penguin response to habitat change as Earth's troposphere reaches 2 C above preindustrial levels. *Ecological Monographs*, vol. 80, No. 1, págs. 49 a 66.
- Auman, Heidi J., et al. (1997). Plastic ingestion by Laysan Albatross chicks on Sand Island, Midway Atoll, in 1994 and 1995. *Albatross Biology and Conservation*, vol. 239244.
- Beck, Jessie, et al. (2015). Año Nuevo State Park Seabird Conservation and Habitat Restoration: Report 2015. Oikonos—Ecosystem Knowledge (2015).
- BirdLife International y 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, y Verónica C. Neves (2015). Habitat restoration on Praia islet, Azores archipelago, proved successful for seabirds, but new threats have emerged. *Airo*, vol. 23, págs. 25 a 35.

- Brooke, M. de L. (2004). The food consumption of the world's seabirds. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, vol. 271, supl. No. 4, págs. S246 a S248.
- Brothers, Nigel P., et al. (1999). The Incidental Catch of Seabirds by Longline Pesca: Worldwide Review and Technical Guidelines for Mitigation. *Circular de pesca de la FAO*, No. 937, págs. 1 a 100.
- Burdon, Daryl, et al. (2017). The matrix revisited: a bird's-eye view of marine ecosystem service provision. *Marine Policy*, vol. 77, págs. 78 a 89.
- Busch, Malte, et al. (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, págs. 213 a 224.
- Busch, Malte, y 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, págs. 690 a 700.
- Butchart, Stuart H. M., et al. (2007). Improvements to the Red List Index. *PloS One*, vol. 2, No. 1, e 140.
- Buxton, Rachel T., et al. (2016). Deciding when to lend a helping hand: a decision-making framework for seabird island restoration. *Biodiversity and Conservation*, vol. 25, págs. 467 a 484.
- Carroll, Matthew, et al. (2015). Effects of sea temperature and stratification changes on seabird breeding success. *Climate Research*, vol. 66, págs. 75 a 89.
- Chambers, Lynda E., et al. (2011). Observed and predicted effects of climate on Australian seabirds. *Emu-Austral Ornithology*, vol. 111, págs. 235 a 251.
- Clay, Thomas A., et al. (2019). A comprehensive large-scale assessment of fisheries by-catch risk to threatened seabird populations. *Journal of Applied Ecology* vol. 56, págs. 1882 a 1893.
- Conferencia de las Naciones Unidas sobre Comercio y Desarrollo (2018). *Review of Maritime Transport*, publicación de las Naciones Unidas.
- Crawford, Robert J. M., et al. (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, et al. (2017). Tangled and drowned: a global review of penguin by-catch in fisheries. *Endangered Species Research*, vol. 34, págs. 373 a 396.
- Croxall, John P., et al. (2005). Global circumnavigations: tracking year-round ranges of nonbreeding albatrosses. *Science*, vol. 307, No. 5707, págs. 249 a 250.
- (2012). Seabird conservation status, threats and priority actions: a global assessment. *Bird Conservation International*, vol. 22, No. 1, págs. 1 a 34.
- Currey, Rohan J. C., et al. (2012). *A Risk Assessment of Threats to Maui's Dolphins*. Ministerio de Industrias Primarias y Departamento de Conservación de Nueva Zelanda.
- Dias, Maria P., et al. (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, págs. 1786 a 1793.
- (2019). Threats to seabirds: a global assessment. *Biological Conservation*, vol. 237, págs. 525 a 537.
- Egevang, Carsten, et al. (2010). Tracking of Arctic terns *Sterna paradisaea* reveals longest animal migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 107, No. 5, págs. 2078 a 2081.
- Garthe, Stefan, y 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, págs. 724 a 734.
- Graham, Nicholas A. J., et al. (2018). Seabirds enhance coral reef productivity and functioning in the absence of invasive rats. *Nature*, vol. 559, págs. 250 a 253.

- Green, Rhys E., et al. (2016). Lack of sound science in assessing wind farm impacts on seabirds. *Journal of Applied Ecology*, vol. 53, No. 6, págs. 1635 a 1641.
- Grémillet, David, et al. (2018). Persisting worldwide seabird-fishery competition despite seabird community decline. *Current Biology*, vol. 28, No. 24, págs. 4009 a 4013.
- Grémillet, David, y Thierry Boulinier (2009). Spatial ecology and conservation of seabirds facing global climate change: a review. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 391, págs. 121 a 137.
- Hilborn, Ray, et al. (2017). When does fishing forage species affect their predators? *Pesca Research*, vol. 191, págs. 211 a 221.
- Jambeck, Jenna R., et al. (2015). Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, vol. 347, No. 6223, págs. 768 a 771.
- Jenouvrier, Stéphanie, et al. (2018). Climate change and functional traits affect population dynamics of a long-lived seabird. *Journal of Animal Ecology*, vol. 87, págs. 906 a 920.
- Jones, Holly P., et al. (2016). Invasive mammal eradication on islands results in substantial conservation gains. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, págs. 4033 a 4038.
- Kühn, Susanne, et al. (2015). Deleterious effects of litter on marine life. In *Marine Anthropogenic Litter*. Cham (Suiza): Springer, págs. 75 a 116.
- Lavers, Jennifer L., et al. (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, págs. 124 a 129.
- Mitchell, Ian, et al. (2020). Impacts of climate change on seabirds, relevant to the coastal and marine environment around the United Kingdom. *MCCIP Science Review 2020*, págs. 382 a 399. doi: 10.14465/2020.arc17.sbi.
- Montevecchi, William A. (2006). Influences of Artificial Light on Marine Birds. En *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, págs. 94 a 113.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Phillips, Richard A., et al. (2016). The conservation status and priorities for albatrosses and large petrels. *Biological Conservation*, vol. 201, págs. 169 a 183.
- Redfern, J. V., et al. (2013). Assessing the risk of ships striking large whales in marine spatial planning. *Conservation Biology*, vol. 27, No. 2, págs. 292 a 302.
- Renner, Martin, et al. (2018). The risk of rodent introductions from shipwrecks to seabirds on Aleutian and Bering Sea islands. *Biological Invasions*, vol. 20, No. 9, págs. 2679 a 2690.
- Rodríguez, Airam, et al. (2015). GPS tracking for mapping seabird mortality induced by light pollution. *Scientific Reports*, vol. 5. doi: 10.1038/srep10670.
- (2017). Seabird mortality induced by land-based artificial lights. *Conservation Biology*, vol. 31, No. 5, págs. 986 a 1001.
- (2019). Future directions in conservation research on petrels and shearwaters. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 94.
- Roman, Lauren, et al. (2019). Ecological drivers of detritus marinos ingestion in Procellariiform Seabirds. *Scientific Reports*, vol. 9, art. 916.
- Roser, Max (2013). Our World in Data. Oil Spills. Se puede consultar en <https://ourworldindata.org/oil-spills>.
- Ryan, Peter G., et al. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, No. 1526, págs. 1999 a 2012.

- Sansom, Alex, et al. (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., et al. (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, págs. 12799 a 12802.
- St. John, Michael A., et al. (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, et al. (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., et al. (2015). Pollution, habitat loss, fishing, and climate change as critical threats to penguins. *Conservation Biology*, vol. 29, No. 1, págs. 31 a 41.
- Tuck, Geoffrey N., et al. (2011). An assessment of seabird: fishery interactions in the Atlantic Ocean. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 68, No. 8, págs. 1628 a 1637.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (2019). Sistema de Clasificación de Amenazas (versión 2019-3). Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN. www.iucnredlist.org/es.
- Watanuki, Yutaka, y 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., et al. (2011). The Need to Quantify Ecosystem Services Provided by Birds. *The Auk*, vol. 128, No. 1, págs. 1 a 14.
- Wilcox, Chris, et al. (2015). Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 112, No. 38, págs. 11899 a 11904.
- Winship, Arliss J., et al. (2018). Modeling At-Sea Density of Marine Birds to Support Atlantic Marine Renewable Energy Planning: Final Report. OCS Study BOEM 2018-010. Sterling (Virginia): Oficina de Programas de Energías Renovables de la Oficina de Gestión de la Energía Oceánica del Departamento del Interior de los Estados Unidos.
- Zhang, Jingjing, et al. (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, págs. 126 a 137.

Capítulo 6G

Plantas marinas y macroalgas

Contribuidores: Hilconida Calumpong, Hugh Kirkman y Nair S. Yokoya (coordinadores), Jason Hall-Spencer, Nahid Abdel Rahim Osman, Chul Park (responsable del capítulo), Franciane Pellizzari y Elizabeth Sinclair.

Ideas clave

- Se ha determinado que alrededor del 90 % de las especies vegetales de los manglares, las praderas submarinas y las marismas corre riesgo de extinguirse; el 19 % de los mangles, el 21 % de las especies de las praderas submarinas y una especie de planta de las marismas figuran en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN).
- Entre las macroalgas, 1 especie de alga roja de Australia (*Vanvoorstia bennettiana*) figura como Extinta, 10 especies (6 algas rojas y 4 algas pardas) se consideran En Peligro Crítico, 1 especie de alga parda se considera En Peligro y 4 especies (3 algas rojas y 1 alga parda) se consideran Vulnerables. El número de especies de macroalgas evaluadas e incluidas en la Lista Roja de la UICN es inferior al 1 % del número total de especies incluidas en el Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos (OBIS). Las 21 especies amenazadas son endémicas de las Islas Galápagos y se ha determinado que 47 especies corren riesgo de extinguirse en el Mediterráneo. Estos datos ponen de manifiesto la escasez de conocimientos sobre las macroalgas.
- En cuanto las macroalgas endémicas, la Antártida ocupa el primer lugar, con un 27 % de endemismos, seguida de América del Sur (22 %) y el gran ecosistema marino del mar Rojo (9 %).
- Se han desarrollado nuevas técnicas, como las técnicas genómicas, para identificar especies y esclarecer las relaciones filogenéticas. Gracias a ello, se espera que aumente el número de especies, sobre todo en el caso de las macroalgas; sin embargo, debido a las desigualdades en cuanto a capacidad humana e infraestructura de las distintas regiones, algunas regiones serán menos estudiadas que otras.

1. Introducción

En el presente capítulo se analizan la taxonomía, el estado de conservación y las tendencias poblacionales de las plantas marinas, y se presta atención de manera específica a las de los manglares, las marismas y las praderas submarinas, así como a las macroalgas (o algas marinas), que abarcan las macroalgas rojas, verdes y pardas. Aunque los manglares, las marismas y las praderas submarinas se analizaron en los capítulos 48, 49 y 47, respectivamente, de la primera *Evaluación Mundial de*

los Océanos (Naciones Unidas, 2017) y en la presente Evaluación se tratan en los capítulos 7H, 7I y 7G, respectivamente, el análisis tiene escala ecosistémica, no de especie. Las macroalgas también se estudiaron en la primera Evaluación, pero como fuente de alimento (en el cap. 14) y desde el punto de vista ecosistémico (en el cap. 47, sobre los bosques de algas laminarias, y en el cap. 50, sobre el mar de los Sargazos).

2. Manglares

Los manglares están formados por arbustos y árboles que crecen en la franja costera de las zonas tropicales y subtropicales del planeta. Estas plantas han desarrollado rasgos característicos que les permiten sobrevivir en zonas

salobres y hábitats marinos poco profundos; entre dichos rasgos se encuentran: a) extensiones de raíces laterales cortas, llamadas neumatóforos, que crecen hacia arriba desde sustratos fangosos y anóxicos (sin oxígeno) y

permiten absorber oxígeno del aire; b) un sistema de tallos ramificados, conocidos como raíces aéreas o raíces fúlcreas, y raíces contrafuerte para anclarse mejor a sustratos blandos y soportar vientos u olas fuertes; c) hojas suculentas con tejidos que permiten almacenar agua en el interior; d) mecanismos de secreción o exclusión de la sal, como glándulas salinas en las hojas de algunas especies para mantener el equilibrio osmótico; y e) reproducción vivípara, es decir, la semilla germina dentro de una plántula, llamada propágulo, mientras todavía está unida a la planta madre, y forma una raíz simple y alargada que termina cayendo directamente en el sustrato, de manera que se "planta" a sí misma. Los bosques en estado natural se caracterizan por una zonificación clara, en la que cada zona está dominada por especies características.

2.1. Taxonomía

La Base Mundial de Datos sobre Manglares (Dahdouh-Guebas, 2020) enumera 65 nombres "válidos" o correctos de taxones de manglares pertenecientes a 14 familias, incluidos cinco híbridos y excluidas tres especies de helechos de manglar del género *Acrostichum* y dos especies de leguminosas de manglar del género *Cynometra*. No se han descrito nuevas especies de manglares durante el último decenio, aunque se han identificado nuevos híbridos mediante métodos moleculares, con lo que el número actual asciende a ocho (Ragavan et al., 2017; Ono et al., 2016). Respecto a otros grupos de plantas como los helechos o las herbáceas, el número de especies puede no parecer alto, pero los taxones de manglares están presentes en una amplia sección transversal de 16 familias de plantas con flor, excepto tres especies que pertenecen a la familia de los helechos. De las 16 familias, solo dos (*Pelliceraceae* y *Rhizophoraceae*) comprenden especies exclusivamente marinas.

2.2. Situación actual y tendencias

En el capítulo 48 de la primera Evaluación se explicaba que, dependiendo de los criterios utilizados para definir las especies de manglares genuinos o "verdaderos", el número de especies oscilaba entre 70 y 73, incluidos los híbridos. También se recalca que la agrupación de las especies cambiaba como consecuencia de los estudios taxonómicos. Por ejemplo, el género *Sonneratia*, que antes pertenecía a la familia *Sonneratiaceae*, se incluye ahora en la familia *Lythraceae* (Little et al., 2004), mientras que *Sonneratiaceae* ha quedado relegada al nivel de subfamilia.

La UICN evaluó 64 especies para determinar su riesgo de extinción entre 1998 y 2018. Al 19 de noviembre de 2019, se considera que 3 están En Peligro Crítico (*Sonneratia griffithii* (Duke et al., 2010a), *Bruguiera hainesii*¹ (Duke et al., 2010b) y *Sonneratia hainanensis* (Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación, 1998)), 3 están En Peligro, todas ellas pertenecientes a la familia *Malvaceae* (*Camptostemon philippinensis* (Duke et al., 2010c), *Heritiera fomes* (Kathiresan et al., 2010) y *H. globosa* (Sukardjo, 2010)), 5 están Casi Amenazadas (*Aegialitis rotundifolia* (Ellison et al., 2010a), *Aegiceras floridum* (Ellison et al., 2010b), *Ceriops decandra* (Duke et al., 2010d), *Sonneratia ovata* (Salmo et al., 2010) y *Rhizophora samoensis* (Ellison y Duke, 2010)), 5 son Vulnerables (*Avicennia lanata* (Chua, 1998), *A. integra* (Duke, 2010a), *A. rumphiana* (Duke et al., 2010e), *A. bicolor* (Duke, 2010b) y *Pelliciera rhizophorae* (Ellison et al., 2010c)), 47 representan una Preocupación Menor y solo en el caso de 1 especie (*Excoecaria indica* (Ellison et al., 2010d)) hay Datos Insuficientes.

En la figura I se muestra la distribución de esas especies en las regiones marinas definidas por la UICN. No existen manglares en el océano Atlántico septentrional. Todas las especies En Peligro Crítico del mundo se encuentran en el océano Índico oriental y el océano Pacífico nororiental y central oriental, mientras que todas

¹ En 2016, utilizando marcadores moleculares, Ono et al. determinaron que esta especie era un híbrido de *Bruguiera cylindrica* y *B. gymnorhiza*.

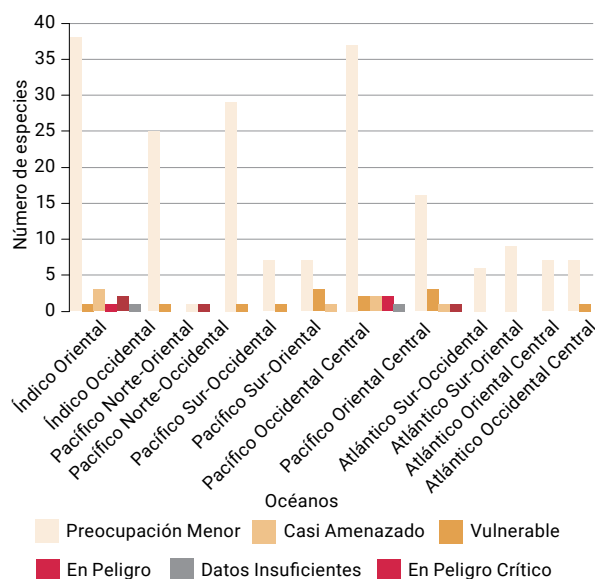
las especies En Peligro del mundo se encuentran en el océano Índico oriental y el océano Pacífico central occidental. Las que están en la categoría de Casi Amenazadas se encuentran en el océano Índico oriental y el océano Pacífico central occidental. Las principales amenazas son el desarrollo residencial y comercial, la acuicultura y la agricultura, el uso de recursos biológicos (como la tala de árboles para obtener material de construcción y combustible), el cambio climático (que genera desplazamientos y altera el hábitat), la contaminación, la extracción de arena y la sustitución por especies invasoras.

Sin embargo, en el ámbito regional, algunas especies que representan una preocupación menor pueden verse amenazadas a causa de diversos factores. En el gran ecosistema marino del mar Rojo, por ejemplo, *Avicennia marina* (Sherman y Hempel, 2008) está especialmente amenazada porque es muy cosechada y utilizada como pasto y forraje, ya que resulta apetitosa para animales como camellos, cabras y ganado vacuno (Nawata, 2013) debido a su menor contenido de taninos solubles. Los bienes y servicios, y los cambios en los ecosistemas de los manglares, se trataron en detalle en el capítulo 48 de la primera Evaluación.

La distribución mundial, la diversidad y la abundancia de los manglares se ven afectadas por el cambio climático, por ejemplo, por las alteraciones en los regímenes de temperatura y de precipitaciones (Donato et al., 2011; Ward et al., 2016; Friess y Webb, 2013). Se espera

que los inviernos más cálidos y la subida del nivel del mar propicien una expansión hacia los polos, a expensas de las marismas. Sin embargo, la dispersión y la escasez de hábitats disponibles pueden obstaculizar la expansión cerca de ciertos límites del rango de distribución. A lo largo de las zonas costeras áridas y semiáridas, se espera que la disminución o el aumento de las precipitaciones haga que los manglares se contraigan o se extiendan, respectivamente.

Figura I
Distribución de especies de los manglares, según las categorías y las regiones marinas de la UICN



3. Plantas de marismas

Las plantas de las marismas constituyen la principal vegetación de las zonas intermareales y de las áreas salinas interiores de las zonas templadas. Forman los exuberantes y enormemente productivos "pastizales intermareales" o marismas, con zonas diferenciadas en respuesta a gradientes físicos muy marcados, como las concentraciones de sal superiores a 500 milimolar (Yuan et al., 2019). Tienen una gran capacidad para filtrar nutrien-

tes, lo que mejora la calidad del agua en los sistemas costeros cercanos afectados por la escorrentía urbana, acuícola y agrícola, y para almacenar carbono. Protegen a las comunidades costeras de las tormentas y la erosión y contribuyen al bienestar humano al actuar como hábitats de cría cruciales para los peces y otros organismos marinos usados como alimento. Millones de personas se benefician de los productos y servicios ecosistémicos esen-

ciales que proporcionan las marismas, los cuales están valorados en 10.000 dólares por hectárea al año (Barbier et al., 2011; Hopkinson et al., 2012; Möller et al., 2014).

A diferencia de los manglares, que están dominados por árboles, las plantas de las marismas suelen ser herbáceas o arbustos. Al igual que los manglares, han evolucionado y se han adaptado a entornos muy salinos, a las inundaciones y la desecación y a condiciones anóxicas.

3.1. Taxonomía

En todo el mundo, la riqueza de especies vegetales de las marismas es sorprendentemente alta, y se conocen más de 500 especies de plantas de marismas. Sin embargo, la mayoría de ellas se encuentran en lagos y ríos de agua dulce, que se extienden a entornos acuáticos salobres y ocupan unos 45.000 km² en todo el mundo (Greenberg et al., 2006). Las especies halófilas que viven en las marismas pertenecen a tres grandes familias: Chenopodiaceae, con dos especies de quenopodiáceas (*Salicornia veneta* y *S. rubra*); Poaceae, con tres especies de gramíneas del género *Spartina* (*S. alterniflora*, *S. gracilis* y *S. maritima*) y muchas especies del género *Phragmites*; y Juncaceae (muchas especies) y (muchas especies). Sin embargo, solo se sabe de dos especies que habiten exclusivamente en zonas costeras: la quenopodiácea *Salicornia veneta* y la gramínea *Spartina alterniflora*. El resto vive en lagos de agua dulce, ríos y pantanos y se extiende

por hábitats salobres y marinos "artificiales" como estanques y canales de acuicultura. *Salicornia* y *Spartina* se encuentran en toda la zona templada de América del Norte y *Salicornia* se extiende hasta México. *Salicornia* también se encuentra en algunas partes de Europa y del norte de Asia.

3.2. Situación actual y tendencias

En todo el planeta, hasta la mitad de los humedales costeros ha desaparecido a causa de la agricultura, la acuicultura y otros cambios antropógenos en el uso de la tierra (Pendleton et al., 2012). El cambio climático, la disminución de la calidad del agua y los cambios en la tasa de arrastre de sedimentos como consecuencia de la actividad humana siguen afectando a los humedales que quedan en el mundo, incluidas las marismas (Kirwan y Megonigal, 2013).

Salicornia veneta es la única especie amenazada que figura en la Lista Roja de la UICN (Foggi et al., 2011) y está catalogada como Vulnerable. Se encuentra a lo largo de la costa de Italia, en el mar Adriático, y ocupa una superficie de menos de 500 km². Aunque es común en su zona de distribución, se ha notificado que su población está disminuyendo a causa del desarrollo costero, los asentamientos y el turismo. Está protegida en virtud de la legislación nacional y uno de los lugares donde se encuentra es una zona protegida. *Spartina alterniflora* está catalogada como una especie que representa una Preocupación Menor (Maiz-Tome, 2016).

4. Praderas submarinas

Las praderas submarinas están formadas por plantas marinas con flores que viven en entornos marinos mareales y submareales. Necesitan mucha luz y suelen abundar en aguas poco profundas, donde son componentes productivos de los entornos cercanos a la costa y proporcionan alimento y refugio a muchas especies de importancia económica (Heck y Orth, 1980).

Las plantas que forman las praderas submarinas se encuentran entre las más antiguas de la Tierra, con depósitos fósiles que se cree que se remontan al Plioceno (Tuya et al., 2017). Han desarrollado adaptaciones para sobrevivir en su nicho particular (Papenbrock, 2012), por ejemplo: hojas en su mayoría finas, planas, alargadas o en forma de correa que aportan flexibilidad en aguas con fuertes olas y corrientes y facilitan la difusión de los gases (ya que

no tienen estomas); un extenso sistema de raíces y rizomas que les permite anclarse a sustratos fangosos y arenosos (por ejemplo, las especies de aguas templadas del género *Phyllospadix* tienen ganchos para adherirse a las rocas); capacidad de adaptación para sobrevivir en entornos con una salinidad muy alta y a menudo variable; polen en tubos gelatinosos o paquetes flotantes para la polinización submarina o la que se produce sobre la superficie del agua; y, en algunas especies, reproducción vivípara o criptovivípara que les permite competir con otras especies (Green y Short, 2003).

La distribución de las praderas submarinas depende en parte de la dispersión de los frutos, las semillas, las plántulas y los propágulos vegetativos por las corrientes oceánicas. Combinando métodos genéticos de asignación de individuos a poblaciones y predicciones de dispersión derivadas de un modelo hidrodinámico, se predijo que el 60 % de los frutos de *Posidonia australis* se dispersaban en un radio de 20 km (Sinclair et al., 2018). Este estudio permitió comprender la función que desempeña el transporte físico en la dispersión a larga distancia de los frutos, y las consecuencias para la estructura genética espacial de las praderas submarinas.

4.1. Taxonomía

Las praderas submarinas están formadas por plantas con flores de la clase Liliopsida. En 2011, se habían descrito 72 especies pertenecientes a 6 familias y 15 géneros (Short et al., 2011). Se distribuyen por todo el mundo, a excepción de la Antártida. Hasta la fecha se han descrito al menos dos especies mediante sus características moleculares: la nueva especie *Thalassodendron johnsonii* (Duarte et al., 2012) y una especie (*Halophila major*) separada del complejo de *Halophila ovalis* (Nguyen et al., 2014). También se han identificado subpoblaciones usando la técnica del código de barras del ADN (Nguyen et al., 2015).

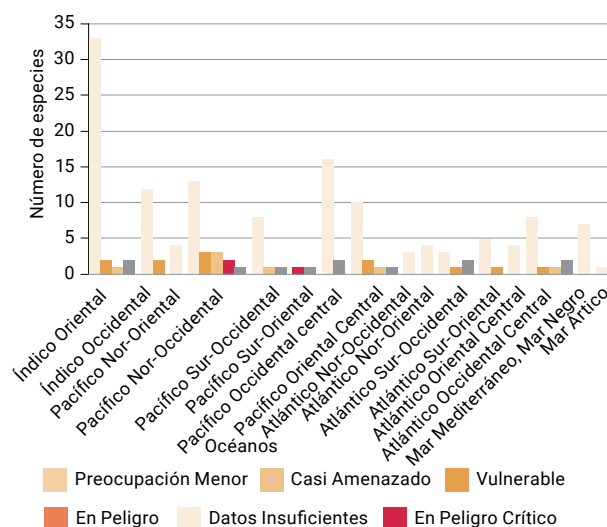
4.2. Situación actual y tendencias

En el capítulo 47 de la primera Evaluación se informó de que, en 2011, las poblaciones del

31 % de las especies del mundo (22 especies de un total de 72) estaban reduciéndose, mientras que las poblaciones del 5 % de las especies tendían a crecer y se desconocía la situación del 22 % de las especies. En el mismo informe, se señaló que las praderas submarinas habían estado desapareciendo a un ritmo de 110 km² al año desde 1980 y que el 29 % de la superficie conocida había desaparecido desde que se registraron inicialmente las zonas de praderas submarinas en 1879; el ritmo al que se reducían se había acelerado desde una mediana del 0,9 % al año antes de 1940 hasta un 7 % al año a partir de 1990.

A escala mundial, no se han llevado a cabo más evaluaciones del riesgo de extinción de especies desde 2011. De las 72 especies, tres (*Phyllospadix japonicus*, *Zostera chilensis* y *Z. geojeensis*), todas ellas de la familia *Zosteraceae*, siguen catalogadas como especies En Peligro por la UICN y sus poblaciones se están reduciendo (Short y Waycott, 2010a, b, c). *P. japonicus* y *Z. geojeensis* se encuentran en el Pacífico noroccidental, mientras que *Z. chilensis* se encuentra en el Pacífico sudoriental (figura II).

Figura II
Distribución de especies de fanerógamas marinas, según las categorías y las regiones marinas de la UICN



Cinco especies figuran en la lista como Casi Amenazadas, todas ellas con poblaciones en disminución (Short y Waycott, 2010d, e, f). *Posidonia australis* (Short et al., 2010a) se encuentra tanto en el océano Índico oriental como en el océano Pacífico sudoccidental, mientras que *Zostera asiatica* (Short y Waycott, 2010d) se encuentra en el océano Pacífico noroccidental y central oriental. Cada una de las otras especies solo está presente en una región marina: *Halophila engelmanni* (Short et al., 2010b) en el océano Atlántico central occidental y *H. nipponica* (Short et al., 2010c) y *Zostera caulescens* (Short y Waycott, 2010e) en el océano Pacífico noroccidental (figura II).

Siete especies figuran en la lista de especies Vulnerables y presentan poblaciones en disminución. Pertenecen a tres familias: Posidoniaceae (*Posidonia sinuosa* (Short et al., 2010d)), Hydrocharitaceae (*Halophila baillonii* (Short et al., 2010e), *H. beccarii* (Short et al., 2010f) y *H. hawaiiiana* (Short et al., 2010g)) y Zosteraceae (*Phyllospadix iwatensis*, *Zostera caespitosa* (Short y Waycott, 2010f, g) y *Z. capensis* (Short et al., 2010h)). A excepción de *H. beccarii* y *Z. capensis*, que están presentes en dos regiones marinas, el océano Índico y el océano Pacífico en el caso de la primera y el océano Índico y el océano Atlántico en el caso de la segunda, todas tienen una distribución restringida: *Posidonia sinuosa* en el océano Índico oriental, *Zostera caespitosa* en el océano Pacífico noroccidental, *Halophila hawaiiiana* en el océano Pacífico central, *Phyllospadix iwatensis* en el océano Pacífico nororiental y *Halophila baillonii* en el en el océano Atlántico central occidental y sudoccidental.

Como se expone en la Lista Roja, las principales amenazas para las praderas submarinas son el desarrollo residencial y comercial, la modificación de los sistemas naturales que conduce a la pérdida de hábitats, la agricultura y la acuicultura, la contaminación, la producción de energía, los corredores de transporte y servicios, las especies invasoras y las enfermedades, y el cambio climático y los fenómenos meteorológicos extremos que alteran y desplazan los hábitats. *Posidonia oceanica*, que es

endémica del mar Mediterráneo, es un ejemplo de especie que se ha visto afectada negativamente por dichas amenazas. En el Atlántico meridional, se ha observado la expansión hacia los polos de dos especies tropicales: *Halophila decipiens* (Gorman et al., 2016) y *Halodule wrightii* (Ferreira et al., 2015).

Nueve especies incluidas en la Lista Roja de la UICN dentro de la categoría de Datos Insuficientes (Short y Waycott, 2010n, o, p, q, r, s, t, u, v) siguen sin ser estudiadas hasta la fecha: dos especies de la familia Zannichelliaceae (*Lepilaena australis* y *L. marina* (Short, 2010a, b)), la primera de las cuales está presente en el océano Índico oriental y el océano Pacífico sudoccidental y central occidental, mientras que la segunda se encuentra solo en el océano Índico oriental; cuatro especies de la familia Cymodoceaceae, de las que *Halodule beaudettei* (Short et al., 2010i) y *H. emarginata* (Short et al., 2010j) se encuentran en el océano Índico oriental, *H. bermudensis* (Coates et al., 2010) se encuentra en el océano Atlántico sudoccidental y central occidental y en el océano Índico oriental, y *H. ciliata* (Short, 2010c) se encuentra en el océano Pacífico central oriental; dos especies de la familia Hydrocharitaceae (*Halophila euphlebia* (Short et al., 2010k) y *H. sulawesii* (Short, 2010d)) que están presentes en el océano Pacífico noroccidental y central occidental, respectivamente; y una especie de la familia Ruppiaceae (*Ruppia filifolia*) que se encuentra en el océano Pacífico sudoriental y el océano Atlántico sudoccidental (figura II).

En el ámbito regional, algunas especies pueden verse amenazadas a causa de diversos factores. Por ejemplo, *Enhalus acoroides* tiene una distribución muy limitada en el gran ecosistema marino del mar Rojo (El Shaffai, 2016) y puede ser vulnerable a los animales que se alimentan de ella, sobre todo porque la zona alberga una importante población de dugongos (Shawky, 2019; Nasr et al., 2019). Los dugongos pastan selectivamente y modifican no solo la estructura de la comunidad y la población, sino también la composición de especies de las praderas submarinas. En la costa atlántica del Canadá, el cangrejo verde europeo (Car-

cinus maenas), que es una especie invasora y no nativa de la región, está teniendo un impacto negativo en la zosterá (Matheson et al., 2016).

Se han notificado disminuciones o aumentos generales de las praderas submarinas en algunas de las zonas por las que se distribuyen; por ejemplo, una disminución de *Zostera marina* en Nueva Escocia y el golfo de San Lorenzo y

un aumento en Terranova (Canadá) (Bernier et al., 2018). Parece ser que la especie no autóctona *Halophila stipulacea* se está extendiendo hacia el oeste desde el Mediterráneo oriental (Sghaier et al., 2011), mientras que recientemente se ha detectado la presencia de *H. decipiens* en una localidad del mar Egeo (Gerakaris et al., 2020).

5. Macroalgas

El término "macroalgas" o "algas marinas" se refiere a organismos de tipo vegetal sin flores que crecen anclados en zonas cercanas a la costa, salvo algunas especies de *Sargassum* que crecen flotando, principalmente en el mar de los Sargazos (véase el cap. 7Q). Han desarrollado muchas adaptaciones que les han permitido colonizar diversos hábitats, desde las regiones polares hasta las ecuatoriales, y desde las zonas superficiales hasta las muy profundas, llegando hasta el límite de la zona eufótica. Entre esas adaptaciones se encuentran distintos pigmentos para atrapar la luz, diversas morfologías y clases de ciclo vital para aumentar la supervivencia y la producción de compuestos antiherbívoros para evitar que los animales se las coman. Estas adaptaciones se utilizan para caracterizar e identificar grupos y especies.

Las algas marinas forman los hábitats costeros con vegetación más extensos y productivos, como los bosques de laminarias y otros lechos de algas, en entornos costeros de todo el mundo como las costas rocosas y los arrecifes biogénicos; se calcula que cubren unos 3,4 millones de km² y sustentan una producción primaria neta mundial de unos 173 teragramos de carbono al año (Krause-Jensen y Duarte, 2016), y se cosechan y cultivan para la alimentación y otros usos (véase el cap. 17 para más detalles). Se suelen usar como indicadores de la calidad del agua y de la salud de los arrecifes. Por ejemplo, las especies del género de algas verdes *Ulva* se utilizan como indicadores

de la contaminación por metales pesados y la eutrofización (Alp et al., 2012).

Un grupo de algas rojas cuyas paredes celulares contienen carbonato de calcio (llamadas algas coralinas porque se parecen a los corales duros) puede cubrir más sustratos rocosos sublitorales que cualquier otro grupo de macroorganismos en la zona fótica desde los hábitats intermareales hasta los 270 m de profundidad, y son las macroalgas que se han encontrado a más profundidad. La mayoría de esas algas rojas muy calcificadas se incrustan en la roca u otros sustratos, pero algunas especies crecen sin adherirse y forman importantes y complejos hábitats que se acumulan durante miles de años y son conocidos como "fondos de maërl" o "mantos de rodolitos" (Riosmena-Rodríguez, 2017). Estas algas coralinas de vida libre cubren extensas zonas del fondo marino costero y son habituales en los depósitos de carbonato marino fósil. La mayor distribución latitudinal continua de los mantos de rodolitos se produce frente a las costas del Brasil, y contribuye a la formación de arrecifes mesofóticos en amplias zonas de la plataforma continental y las cimas de los montes submarinos y alrededor de islas y atolones oceánicos (Amado-Filho et al., 2017). Las algas coralinas de vida libre crecen con lentitud (unos pocos milímetros al año) y pueden vivir mucho tiempo (más de 100 años). Proporcionan un hábitat calcáreo tridimensional que atrae a otros organismos al bentos y ofrece refugio a ejemplares juveniles de mariscos de importancia comercial.

5.1. Taxonomía

En la actualidad, las macroalgas se consideran protistas (reino Protista). Sin embargo, estudios filogenéticos recientes en los que se utilizaron plastidios indican que las algas rojas y verdes comparten un ancestro común del reino Plantae, mientras que las algas pardas comparten un ancestro común del reino Chromista (Delwiche, 2007). Se trata de un grupo diverso que se divide en tres grandes subgrupos en función de su pigmentación dominante: las algas rojas (Rhodophyta), las algas pardas (que antes se incluían en la división Phaeophyta pero que recientemente han pasado a ubicarse en su propia clase, en la división Ochrophyta) y las algas verdes (Chlorophyta). Contienen clorofila y realizan la fotosíntesis. Muchas de ellas son de aspecto "vegetal", pero tienen cuerpos simples llamados talos y carecen del sistema conductor de agua que se observa en las plantas terrestres. A diferencia de las plantas que forman las praderas submarinas, no tienen flores.

En 2012, Guiry (2012) había enumerado 12.471 especies de algas pertenecientes a las tres divisiones, de las cuales 6.131 eran rojas, 1.792 eran pardas y 4.548 eran verdes, aunque calculaba que había unas 27.000 especies aún no descritas, incluidas las macroalgas y las microalgas que viven en hábitats no marinos. El Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos (OBIS, 2020; véase también el cuadro siguiente), que solo registra las especies marinas, tiene registradas 3.065 especies de algas rojas (Rhodophyta), 879 especies de algas pardas (Phaeophyceae) y 844 especies de algas verdes (Chlorophyta). En el caso de los taxones inferiores (es decir, subespecies o taxones de rango desconocido), las cifras son más altas: 3.406, 1.070 y 1.164, respectivamente (véase el cuadro siguiente). El número y el registro de especies de algas verdes son inferiores a los de las algas rojas y pardas porque la mayoría de las algas verdes viven en entornos de agua dulce.

Registros de algas rojas (Rhodophyta), pardas (Phaeophyceae) y verdes (Chlorophyta) del Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos

Datos	Rhodophyta	Phaeophyceae	Chlorophyta
Registros de casos	614,096	568,806	392,594
Registros de especies	449,392	477,331	209,396
Especies	3,065	879	844
Taxones inferiores	3,406	1,070	1,164
Conjuntos de datos	266	234	371
Intervalo de fechas	1865–2019	1869–2019	1778–2019

Fuente: OBIS, 2020.

5.2. Situación actual y tendencias

5.2.1. Algas rojas (*Rhodophyta*)

El grupo de las algas rojas comprende un número mayor de especies que los de las algas pardas y las verdes (véase el cuadro anterior). Se distribuyen principalmente por aguas marinas tropicales o templadas (figura III) y muy pocas especies habitan en ecosistemas de agua dulce. Están presentes en zonas donde la temperatura de la superficie del mar oscila entre 5 °C y 30 °C, la salinidad es de 5 a 35 unidades prácticas de salinidad (PSU) y, en la mayoría de los casos, la profundidad no supera los 20 m (OBIS, 2020), aunque se han encontrado algunos rodolitos a profundidades mucho mayores.

5.2.2. Algas pardas (*Phaeophyceae*)

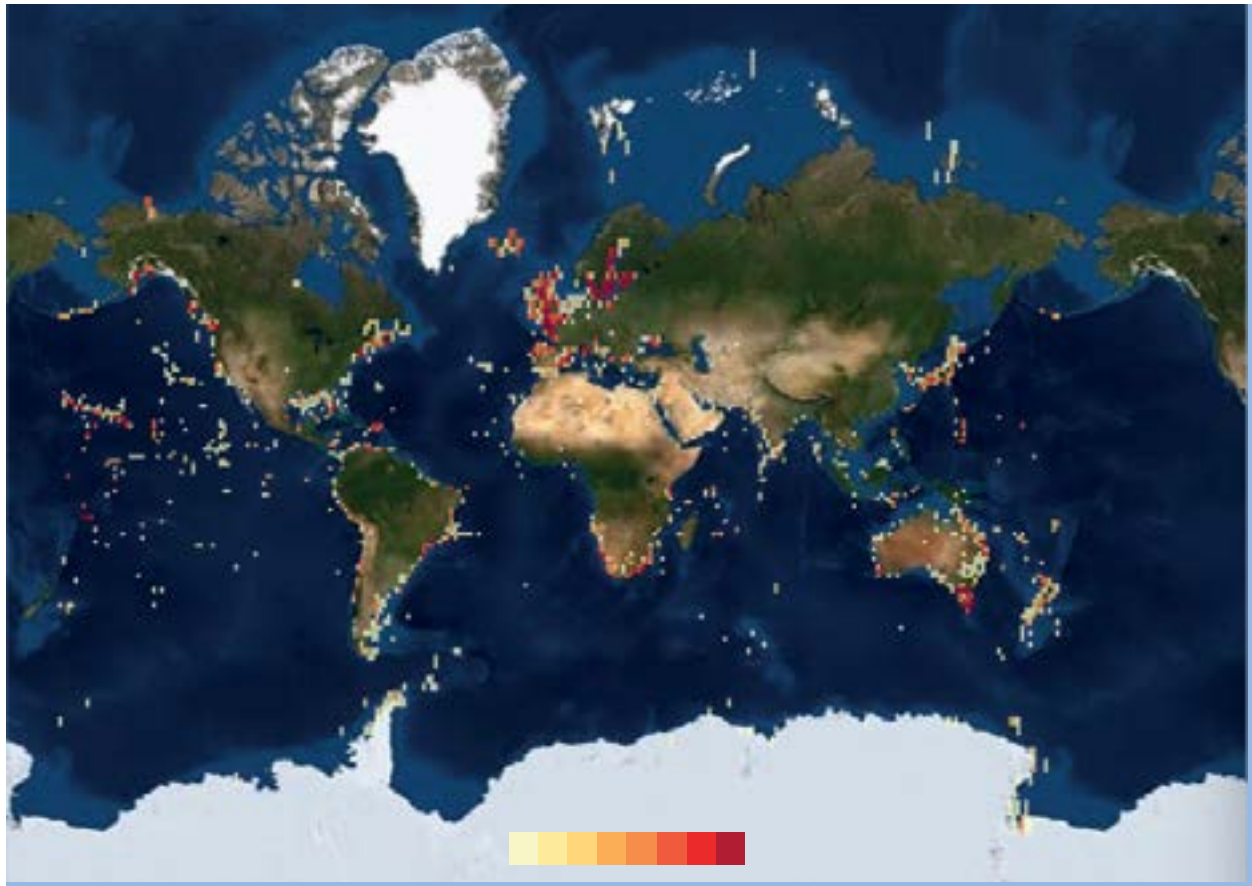
Las algas pardas, que constituyen el grupo con menos especies (véase el cuadro anterior), son exclusivamente marinas y presentan una amplia distribución, sobre todo en las aguas frías

y templadas del océano Pacífico, el océano Atlántico y el océano Índico, así como en los océanos meridionales (figura IV). Suelen crecer en zonas donde la temperatura de la superficie del mar oscila entre 5 °C y 30 °C (aunque pueden tolerar temperaturas más bajas, de -5 °C a 5 °C), la salinidad es de 5 PSU a 35 PSU y, en la mayoría de los casos, la profundidad no supera los 20 m (OBIS, 2020).

5.2.3. Algas verdes e (*Chlorophyta*)

El número de especies de algas verdes se sitúa entre el de las algas rojas y el de las pardas (véase el cuadro anterior). Tienen una distribución amplia, pero se encuentran sobre todo en el hemisferio norte (figura V). Crecen en diversos ambientes, desde la tierra hasta el océano, y en mares donde la temperatura de la superficie oscila entre 5 °C y 30 °C (aunque pueden tolerar temperaturas más bajas, de -5 °C a 5 °C), la salinidad es de 0 PSU a 35 PSU y, en la mayoría de los casos, la profundidad no supera los 20 m (OBIS, 2020).

Figura III.A
Distribución de las algas rojas (Rhodophyta)



Fuente: OBIS (2020), <https://mapper.obis.org/?taxonid=852>.

Figura III.B
Condiciones ambientales (temperatura, salinidad de la superficie del mar y profundidad) de presencia en todo el mundo

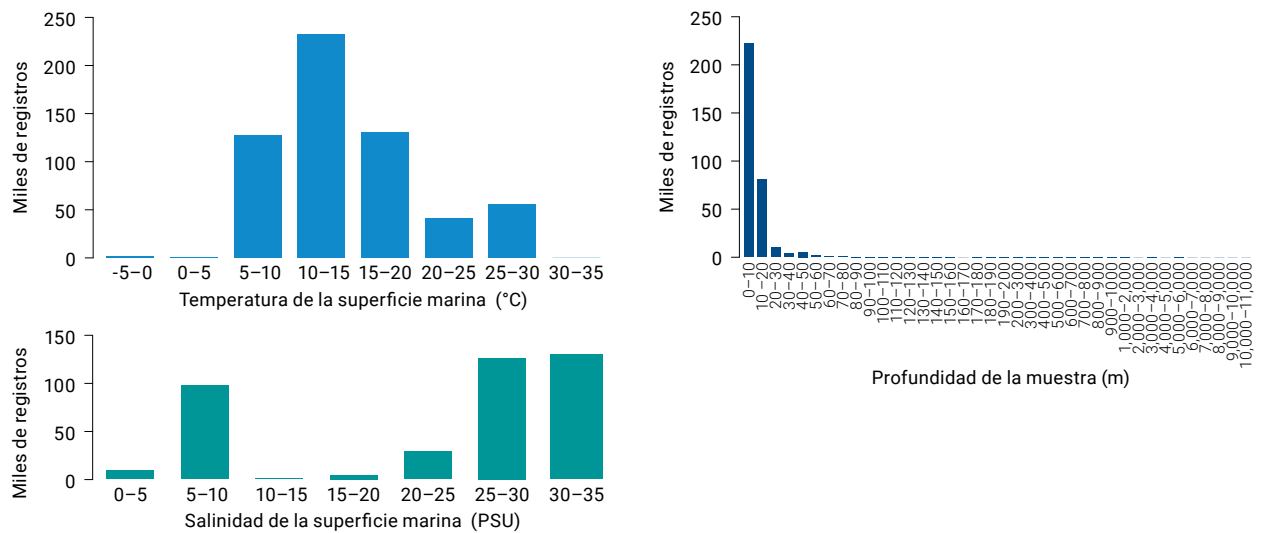
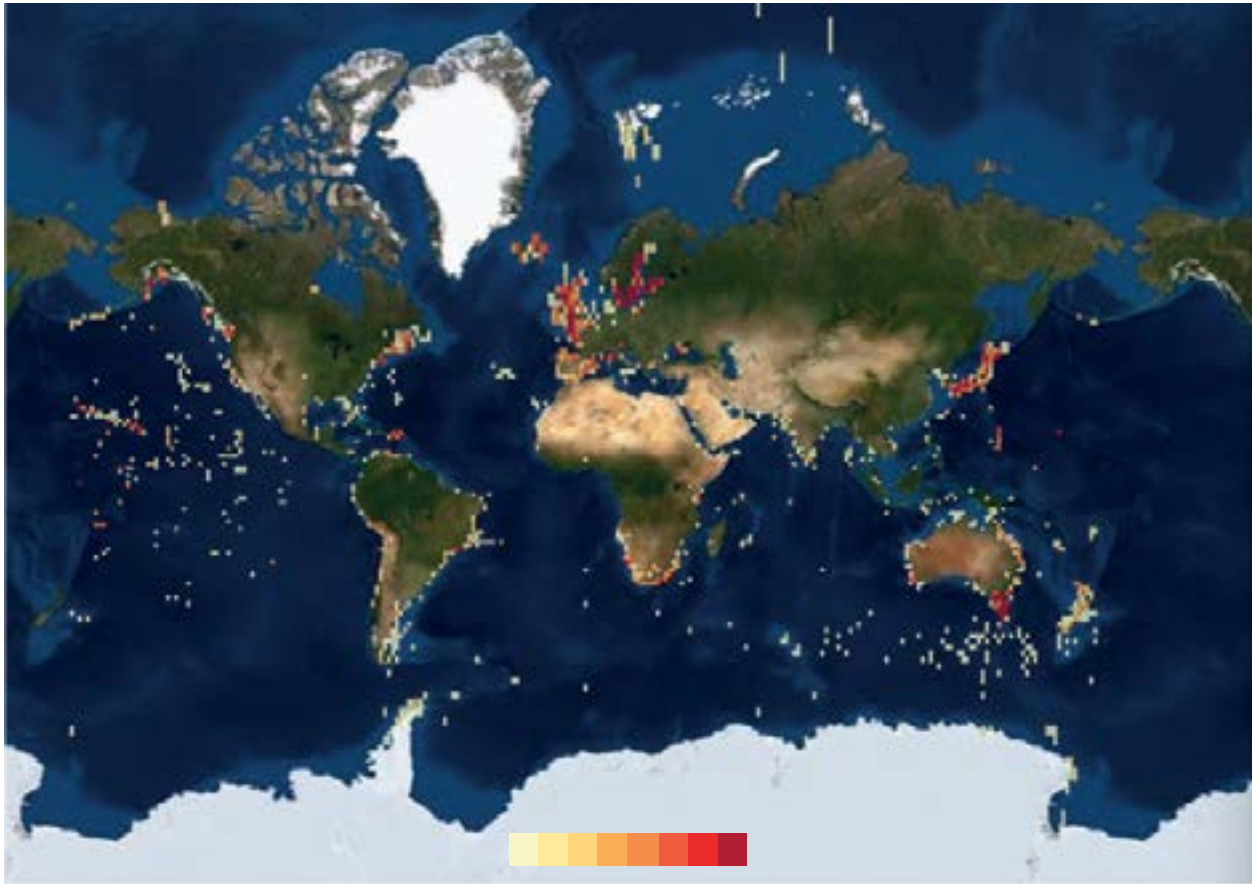


Figura IV.A
Distribución de las algas pardas (Phaeophyceae)



Fuente: OBIS (2020), <https://mapper.obis.org/?taxonid=830>.

Figura IV.B
Condiciones ambientales (temperatura, salinidad de la superficie del mar y profundidad) de presencia en todo el mundo

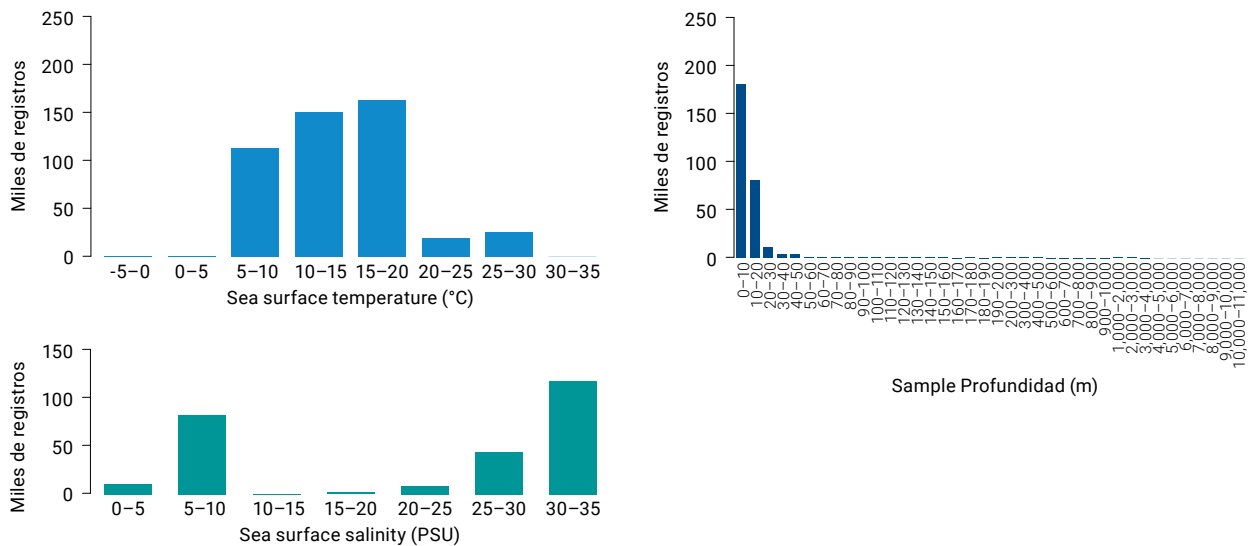
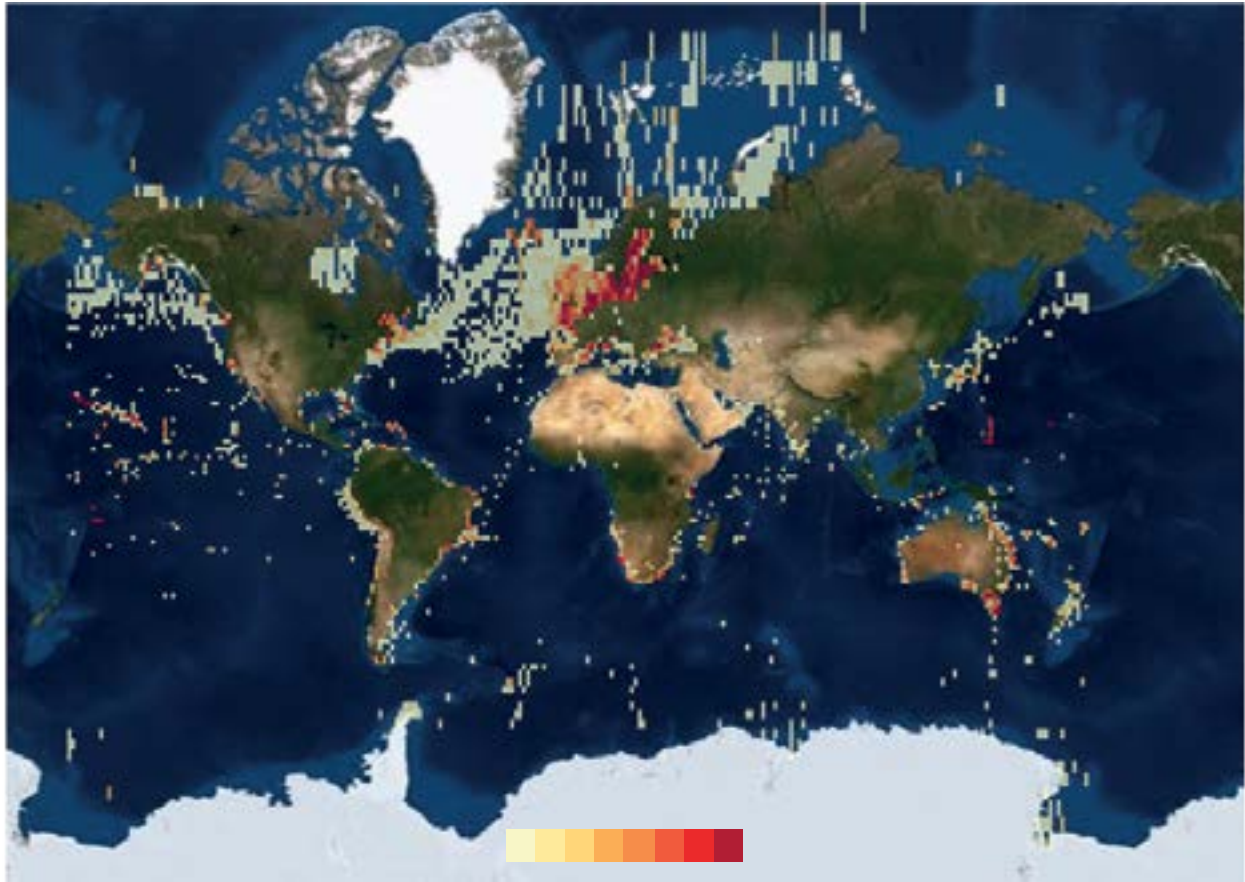
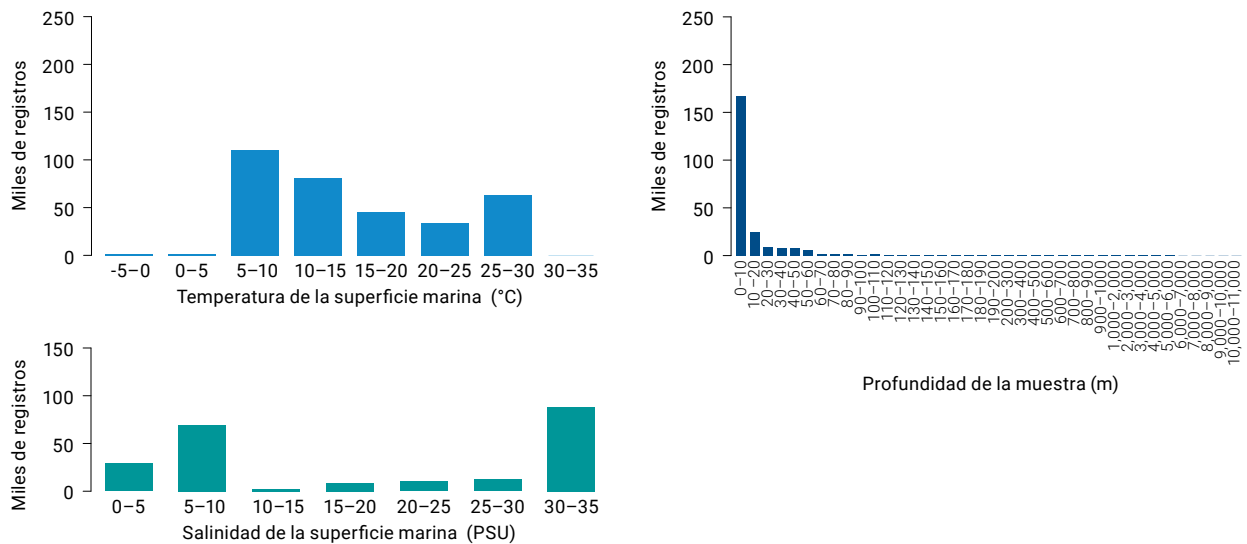


Figura V.A
Distribución de las algas verdes (Chlorophyta)



Fuente: OBIS (2020), <https://mapper.obis.org/?taxonid=801>.

Figura V.B
Condiciones ambientales (temperatura, salinidad de la superficie del mar y profundidad) de presencia en todo el mundo



En 2007 se llevó a cabo una evaluación del riesgo de extinción de las algas (Guiry y Guiry, 2020), aunque solo en un pequeño número de especies (125). Este análisis no abarca siquiera el 1 % del total de especies registradas hasta la fecha.

Una especie de algas rojas figura como extinta y 15 algas rojas y pardas aparecen en la lista de especies amenazadas, todas ellas presentes en el océano Pacífico sudoriental y todas ellas, endémicas de las Islas Galápagos.

Vanvoorstia bennettiana,² de la familia Delesseriaceae, figura como Extinta (Millar, 2003). Fue descubierta por William Harvey en 1855 creciendo en Port Jackson, en la bahía de Sídney (Australia). Se volvió a recoger en 1886 a unos ocho kilómetros al este de la localidad tipo (Millar, 2001). A pesar de la intensa búsqueda, no se han visto ni recogido especímenes en más de un siglo y se cree que la pérdida de hábitat derivada de las actividades humanas causó la extinción de esta especie (Guiry y Guiry, 2020).

Diez especies están catalogadas como especies En Peligro Crítico (Miller et al., 2007a–o): seis especies del filo Rhodophyta (*Galaxaura barbata*, *Gracilaria skottsbergii*, *Laurencia oppositoclada*, *Myriogramme kylinii*, *Phycodrina elegans* y *Schizymenia ecuadoreana*) y cuatro especies de la clase Phaeophyceae (*Bifurcaria galapagensis*, *Desmarestia tropica*, *Dictyota galapagensis* y *Spatoglossum schmittii*). Las especies de algas rojas que se encuentran En Peligro Crítico pertenecen a las familias Galaxauraceae, Gracilariaceae, Delesseriaceae y Schizymeniaceae, mientras que las algas pardas En Peligro Crítico pertenecen a las familias Sargassaceae, Desmarestiaceae y Dictyotaceae. Desde 1970, se han producido cambios importantes en las poblaciones de macroalgas de las Islas Galápagos durante los fenómenos de El Niño de 1982–1983 y 1997–1998, lo cual ha afectado a *Bifurcaria galapagensis*, una macroalga parda endémica de las Galápagos que vive en hábitats intermareales y submareales poco profundos (Garske, 2002).

Sargassum setifolium, una especie de alga parda de la familia Sargassaceae, está catalogada como especie En Peligro (UICN, 2019).

Cuatro especies están catalogadas como Vulnerables: tres especies de algas rojas (*Austrofolium equatorianum*, *Acrosorium papenfussii* y *Pseudolaingia hancockii*) y una especie de alga parda (*Eisenia galapagensis*) (UICN, 2019).

Cuatro especies, todas de algas rojas, se consideran de Preocupación Menor y 54 especies están incluidas en la categoría de Datos Insuficientes (UICN, 2019). Ninguna de las algas verdes evaluadas se considera amenazada y solo *Rhizoclonium robustum* está incluida en la categoría de Datos Insuficientes.

Las principales amenazas mencionadas en los informes de la UICN son “el cambio climático y los fenómenos meteorológicos extremos”, seguidos de “las especies invasoras y otras especies problemáticas”. “El desarrollo residencial y comercial”, “los corredores de transporte y servicios”, “el uso de los recursos biológicos” y “la contaminación” fueron los factores menos mencionados.

A escala regional, se han realizado diferentes tipos de evaluaciones, y a distintos niveles, de la diversidad biológica de las algas marinas.

En el Mediterráneo, se realizó una evaluación del riesgo de extinción en el marco del Plan de Acción para el Mediterráneo del Convenio para la Protección del Medio Marino y de la Región Costera del Mediterráneo³ (en la que 47 especies fueron incluidas en la lista como especies amenazadas). Entre las especies amenazadas, son ejemplos típicos las especies de *Cystoseira* “formadoras de hábitat”, excepto *C. compressa*, que están disminuyendo e incluso extinguiéndose en determinados lugares (Mancuso et al., 2018; Thibaut et al., 2015). Sin embargo, Verlaque et al. (2019) recomiendan que esta lista se revise caso por caso, ya que incluye especies que distan de estar amenazadas e incluso se consideran invasoras (p. ej., *Caulerpa prolifera*), y proponen una reeva-

² Imágenes e información taxonómica sobre *Vanvoorstia bennettiana* está disponible en www.algaebase.org/search/species/detail/?species_id=23738.

³ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1102, No. 16908.

luación. Las algas marinas del Mediterráneo, especialmente las perennes de crecimiento lento, se ven amenazadas mayoritariamente por el desarrollo comercial e industrial (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, 2015; Mansour et al., 2007; Husain y Khalil, 2013), los vertidos costeros (Mohorjy y Khan, 2006; Peña-García et al., 2014; Fabbrizzi et al., 2020), el cambio climático (Piñeiro-Corbeira et al., 2018) y la introducción de especies exóticas e invasoras a través del canal de Suez (Galil et al., 2019). Israel et al. (2020) informaron de que el 16 % de la flora marina de Israel se considera invasora o exótica.

Miloslavich et al. (2011) analizaron la biodiversidad marina de América del Sur y descubrieron que la riqueza de especies era mayor en el Pacífico oriental tropical que en el Atlántico occidental tropical, y que el sistema de la corriente de Humboldt era más rico que la plataforma patagónica. Los análisis de endemismos pusieron de manifiesto que el 22 % de las especies de América del Sur son endémicas y que el 75 % de las especies se encuentran solo en una de las subregiones de América del Sur. En el Atlántico meridional, los factores de estrés locales y la urbanización costera están haciendo que la biodiversidad de las algas marinas se reduzca considerablemente. La riqueza en algas marinas es un 26 % menor en las zonas urbanas que en las zonas con mayor cubierta vegetal (Schermer et al., 2013). Entre los factores de estrés mundiales, las olas de calor merecen una especial atención, ya que constituyen una importante amenaza para las especies sensibles a la temperatura, como el alga roja *Laurencia catarinensis*, de importancia ecológica y biotecnológica. Esta especie perdió alrededor del 50 % de su biomasa total durante una ola de calor que se extendió del 8 de octubre al 13 de noviembre de 2014, cuando las temperaturas llegaron a estar 2,66 grados por encima del umbral calculado para los días naturales mencionados (Gouvêa et al., 2017).

En el mar Rojo, el grado de endemismo de las macroalgas ronda el 9 % (Persga, 2003) y es probable que esta cifra aumente con futuras investigaciones, ya que las macroalgas del mar Rojo se encuentran actualmente entre las menos estudiadas, a pesar de una larga historia

de exploración científica que se remonta al siglo XVII (Sheppard et al., 1992). Los registros anteriores (Walker, 1987) muestran que en el mar Rojo había unas 485 especies de macroalgas de distribución circuntropical y subtropical, que estaban presentes en amplias zonas de las regiones del Indopacífico, el Mediterráneo y el Caribe. La composición, distribución y diversidad de las macroalgas del mar Rojo parece seguir el gradiente latitudinal natural de salinidad, temperatura y riqueza de nutrientes (Kürten et al., 2014), de modo que la diversidad es mayor en las zonas septentrional y meridional que en la zona central (Walker, 1987; Sheppard, 1992).

Las macroalgas antárticas se caracterizan por una baja riqueza de especies en comparación con otras regiones del mundo y por un alto grado de endemismo, que en principio se calculó que era aproximadamente del 33 % (Wiencke y Clayton, 2002; Wiencke et al., 2014), aunque después ese porcentaje se ha reducido al 27 % (Oliveira et al., 2020). El mayor grado de endemismo se da en las algas pardas (35,3 %), seguidas de las algas rojas (29,4 %) y las algas verdes (12,5 %) (Oliveira et al., 2020).

En las macroalgas antárticas, se observa una relación inversa entre la diversidad de especies y la latitud (Wiencke y Clayton, 2002). Se identificaron 104 taxones en las Islas Shetland del Sur (Pellizzari et al., 2017), cifra superior a la de la Isla de Adelaida, con 41 taxones (Cormaci et al., 1992), y a la de la bahía de Terra Nova (mar de Ross, por encima de 70° sur), con 17 taxones (Mystikou et al., 2014).

El impacto del calentamiento oceánico en la distribución de las algas marinas antárticas fue evaluado por Müller et al. (2009), quienes llegaron a la conclusión de que el aumento de la temperatura podría no afectar directamente a la distribución latitudinal de algunas algas marinas antárticas. Sin embargo, Pellizzari et al. (2020) han señalado que debe vigilarse la diversidad de las macroalgas en la Antártida, sobre todo en los alrededores de la península Antártica, ya que la zona es susceptible a la introducción de especies y a los cambios meteorológicos y oceanográficos (Hughes y Ashton, 2017).

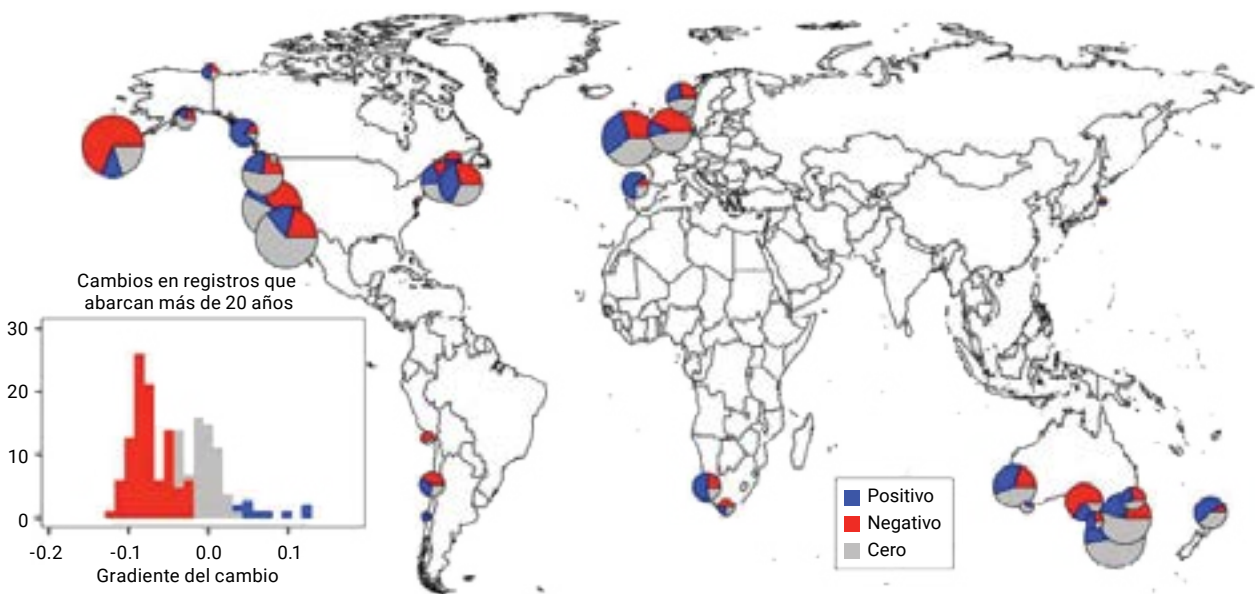
6. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano

La pérdida de especies que forman parte de los grandes ecosistemas costeros y oceánicos, como las algas marinas y las plantas de los manglares, las marismas y las praderas submarinas o las que se cosechan para su uso y otras aplicaciones, podría tener importantes repercusiones sanitarias y económicas para la sociedad.

El efecto directo de la pérdida de especies en las economías y el bienestar queda demostrado por la pérdida de especies de laminarias, que son algas pardas que forman bosques enormes en los océanos templados. Estas especies se cosechan para uso alimentario y aplicaciones industriales, cosméticas, médicas y de otro tipo. Las laminarias se ven muy afectadas por el aumento de la temperatura

oceánica, ya que necesitan aguas frías para reproducirse y crecer. El impacto resulta más evidente en los límites más septentrionales y meridionales de su distribución (Reed et al., 2016). A medida que aumentan las temperaturas oceánicas, la distribución de algunas poblaciones de laminarias se ha desplazado hacia el sur en las latitudes meridionales y hacia el norte en las latitudes septentrionales, y las poblaciones de animales que se alimentan de ellas, como los erizos de mar, también se han desplazado geográficamente durante los últimos decenios (Wahl et al., 2015). Wernberg et al. (2019) y otros investigadores han descrito la evolución del cambio en la abundancia de laminarias, basándose en registros a largo plazo de la biomasa (figura VI).

Figura VI
Evolución del cambio en los registros de abundancia de laminarias



Fuente: Wernberg, et al., 2019, reprinted with permission.

También es importante la pérdida para los caladeros de pesca, como consecuencia de los efectos del cambio climático en las algas coralinas formadoras de arrecifes y en los rodo-

litos formadores de fondos de maërl. Algunas publicaciones (Barberá et al., 2003; Riosmena-Rodríguez et al., 2010) sobre el estado de conservación de los hábitats de maërl y rodo-

litos en aguas del Atlántico, el Mediterráneo y el golfo de California ponen de manifiesto que la salud de estos hábitats está empeorando en muchas partes del mundo. Actividades como el dragado (p. ej., para acondicionadores de terrenos o canales de navegación), la pesca destructiva (p. ej., con rastras o redes de arrastre) y la piscicultura, así como la propagación de especies invasoras como el gasterópodo *Crepidula fornicata*, pueden reducir la complejidad y la biodiversidad de estos hábitats (Peña et al., 2014). Además de esos impactos directos, se sabe que los fondos de maërl se ven sometidos a las presiones del calentamiento y la acidificación de los océanos, ya que las algas coralinas de crecimiento lento son muy vulnerables a las emisiones de CO₂ de origen humano (Martin y Hall-Spencer, 2017; Cornwall

et al., 2019). Los fondos de maërl europeos están protegidos porque proporcionan una amplia variedad de nichos ecológicos a la flora y la fauna vinculadas a ellos.

Especies pioneras como *Halophila ovalis*, *Halodule uninervis* y *Cymodocea rotundata* se utilizan ahora como indicadores de la resiliencia de las praderas submarinas en las evaluaciones de la vulnerabilidad. Varias especies de plantas de praderas submarinas se utilizan como bioindicadoras de la contaminación por metales pesados, por ejemplo, *Halophila ovalis* y *H. minor* (Ahmad et al., 2015), mientras que *Thalassia hemprichii*, *Enhalusa coroides* y *Cymodocea rotundata* son posibles bioindicadoras del contenido de cadmio de los sedimentos y del contenido de zinc del agua de mar (Li y Xiaoping, 2012).

7. Principales carencias que aún persisten en materia de conocimientos y creación de capacidad

Aunque se han desarrollado nuevas técnicas, como la genómica, para identificar especies y esclarecer las relaciones filogenéticas, en muchas regiones todavía faltan capacidades humanas y de infraestructura. Pocas personas se forman como especialistas en sistemática, y menos aún como ficólogos (taxónomos de algas). Los estudios taxonómicos y sistemáticos son herramientas importantes para vigilar la biodiversidad marina, que es la base del desarrollo, sobre todo en los pequeños Estados insulares y los países archipelágicos. Por ello, dichos estudios guardan relación con el Ob-

jetivo de Desarrollo Sostenible 14, específicamente con la meta 14.a.⁴ Con la aparición de nuevas técnicas de identificación de especies, se espera que el número de especies aumente, sobre todo en el caso de las macroalgas. Sin embargo, algunas regiones seguirán siendo menos estudiadas que otras dependiendo de las capacidades existentes. Además, no se ha evaluado la vulnerabilidad de la mayoría de las especies de plantas, incluidas las macroalgas, a la transformación del clima y las condiciones oceánicas.⁵

8. Perspectivas

En la actualidad, se reconoce que el cambio climático ejerce una fuerte presión sobre las poblaciones. Podría hacer que la distribución de algunas especies se ampliase, como suce-

de con ciertas especies de plantas de los manglares o las marismas, o se restringiese más e incluso las plantas se extinguiesen, como en el caso de algunas especies de laminarias. Por

⁴ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

⁵ Véase www.fisheries.noaa.gov/national/climate/climate-vulnerability-assessments.

ejemplo, Pergent et al. (2014) han previsto que, en el Mediterráneo, la herbácea marina endémica *Posidonia oceanica*, que tiene poca tolerancia a las variaciones de la salinidad y la temperatura, probablemente se reduzca, sobre todo en el mar de Levante, donde se espera que aumenten la salinidad y la temperatura de la superficie marina. *Zostera marina*, que crece en temperaturas más frías, podría quedar primero más confinada y aislada en las partes más septentrionales del Mediterráneo, y luego extinguirse. Especies como *Cymodocea nodosa* y *Halophila stipulacea*, que crecen bien en climas más cálidos, podrían competir con *Z. marina* y *P. oceanica* y desplazarlas, lo cual reduciría la complejidad estructural de los hábitats.

Según algunas previsiones sobre la pérdida de especies de algas marinas de aquí a 2100 que se han hecho modelizando el hábitat en función de la trayectoria de concentración re-

presentativa de la emisión de gases de efecto invernadero, se espera que la actual distribución en Australia de 15 especies destacadas de laminarias y algas marinas de zonas templadas formadoras de cubierta se reduzca un 62 % de media (su área de distribución se reduciría entre el 27 % y el 100 %) bajo la hipótesis de emisiones más conservadora, correspondiente a una trayectoria de concentración representativa del 2,6; asimismo se espera que el área de distribución de ocho especies de laminarias del Atlántico septentrional se reduzca un 50 %. Por otra parte, se prevé que algunas especies amplíen sus límites de distribución (p. ej., que tres de las ocho especies del Atlántico septentrional se extiendan hacia el Ártico), desplacen a otras especies o formen nuevos bosques. También se espera que los cambios en las poblaciones de herbívoros causados por el cambio climático repercutan en las poblaciones de macroalgas (véase Wernberg et al., 2019).

Bibliografía

- Ahmad F., et al. (2015). Tropical seagrass as a bioindicator for metal accumulation. *Sains Malaysiana*. vol. 44, No. 2, págs. 203–210. [10.17576/JSm2015-4402-06](https://doi.org/10.17576/JSm2015-4402-06).
- Alp Mehmet Tahir, et al. . Determination of heavy metal levels in sediment and macroalgae (*Ulva* sp. and *Enteromorpha* sp.) on the Mersin Coast (2012). *Ekoloji*, vol. 21, No. 82, págs. 47–55.
- Amado-Filho, Gilberto M., et al. (2017). South Atlantic rhodolith beds: latitudinal distribution, species composition, structure and ecosystem functions, threats and conservation status. In *Rhodolith/Maerl Beds: A Global Perspective*, Rafael Riosmena-Rodríguez, Wendy Nelson, and Julio Aguirre, eds. Cham, Switzerland: Springer International Publishing, págs. 299–317. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29315-8_12.
- Barberá, C., et al. (2003). Conservation and management of northeast Atlantic and Mediterranean maerl beds. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 13, No. S1, págs. S65–S76. <https://doi.org/10.1002/aqc.569>.
- Barbier, Edward B., et al. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, vol. 81, No. 2, págs. 169–93. <https://doi.org/10.1890/10-1510.1>.
- Bernier, R.Y., et al., eds. (2018). *State of the Atlantic Ocean Synthesis Report*. Canadian Technical Report. of Pesca and Aquatic Sciences, No. 3167. Ottawa: Department of Pesca and Oceans Canadá.
- 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., et al., 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., et al. (1992). Observations taxonomiques et biogéographiques sur quelques espèces du genre *Cystoseira* C. Agardh. *Bulletin de l'Institut océanographique (Monaco)*, págs. 21–35.

- Cornwall, Christopher E., et al. (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. Se puede consultar en 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, págs. 7–20.
- Donato, Daniel C., et al. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, vol. 4, No. 5, págs. 293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>.
- Duarte, M.C., et al. (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, págs. 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>.
- Duke, N. (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., et al. (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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., et al. (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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., et al. (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, et al. (2015). Anatomical and ultrastructural adaptations of seagrass leaves: an evaluation of the southern Atlantic groups. *Protoplasma*, vol. 252, No. 1, págs. 3–20. <https://doi.org/10.1007/s00709-014-0661-9>.
- Foggi, B., et al. (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., et al. (2019). Invasive biota in the deep-sea Mediterranean: an emerging issue in marine conservation and management. *Biological Invasions*, vol. 21, págs. 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., et al. (2020). First record of the tropical seagrass species *Halophila decipiens* Ostenfeld in the Mediterranean Sea. *Aquatic Botany*, vol. 160, 103151. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2019.103151>.
- Gouvêa, L.P., et al. (2017). Interactive effects of marine and eutrophication on the ecophysiology of a widespread and ecologically important macroalga. *Limnology and Oceanography*, vol. 62, No. 5, págs. 2056–2075. <https://doi.org/10.1002/lno.10551>.
- Gorman, Daniel, et al. (2016). Population expansion of a tropical seagrass (*Halophila decipiens*) in the southwest Atlantic (Brazil). *Aquatic Botany*, vol. 132, págs. 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, pág. 324.
- Greenberg, Russell, et al. (2006). Tidal marshes: a global perspective on the evolution and conservation of their terrestrial vertebrates. *BioScience*, vol. 56, No. 8, págs. 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, págs. 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: Irlanda: National University of Irlanda. 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, págs. 449–464.
- Hopkinson, Charles S., et al. (2012). Carbon sequestration in wetland dominated coastal systems – a global sink of rapidly diminishing magnitude. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 4, No. 2, págs. 186–194. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.03.005>.
- Hughes, Kevin A., and Gail V. Ashton (2017). Breaking the ice: the Introducción of biofouling organisms to Antarctica on vessel hulls. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, vol. 27, No. 1, págs. 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, págs. 14–30.
- Israel, Alvaro, et al. (2020). The seaweed resources of Israel in the Eastern Mediterranean Sea. *Botanica Marina*, vol. 63, No. 1, págs. 85–95. <https://doi.org/10.1515/bot-2019-0048>.
- Kathiresan, K., et al. (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, págs. 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, págs. 737–42. <https://doi.org/10.1038/ngeo2790>.
- Kürten, Benjamin, et al. (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, págs. 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, págs. 212–224. <https://doi.org/10.1007/s00343-012-1092-0>.
- Little, Stefan A., et al. (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, págs. 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., et al. (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, págs. 762–771. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.068>.
- Mansour, Abbas M., et al. (2007). Sedimentological and environmental impacts of development projects along the costa of Hurghada, Red Sea, Egypt. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, vol. 33, No. 1, págs. 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, págs. 55–85. https://doi.org/10.1007/978-3-319-29315-8_3.
- Matheson, K., et al. (2016). Linking eelgrass decline and impacts on associated fish communities to European green crab *Carcinus maenas* invasion. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 548, págs. 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 et al.. New York: Oxford University Press, págs. 313–318.
- Miller, K.A., et al. (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.

- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (2007n). *Schizymeria ecuadoreana*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2007*, e. T63653A12703293. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2007.RLTS.T63653A12703293.en>.
- _____ (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, et al. (2011). Marine biodiversity in the Atlantic and Pacific coasts of South America: knowledge and gaps. *PLOS ONE*, vol. 6, No. 1, págs. 1–43. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014631>.
- Möller, Iris, et al. (2014). Wave attenuation over coastal salt marshes under storm surge conditions. *Nature Geoscience*, vol. 7, No. 10, págs. 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 costa near Jeddah, Saudi Arabia. *Water International*, vol. 31, No. 1, págs. 109–115. <https://doi.org/10.1080/02508060608691920>.
- Müller, Ruth, et al. (2009). Impact of oceanic warming on the distribution of seaweeds in polar and cold-temperate waters. *Botanica Marina*, vol. 52, No. 6, págs. 617–638.
- Mystikou, Alexandra, et al. (2014). Seaweed biodiversity in the sur-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, págs. 1607–1619.
- Naciones Unidas (2017). *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nasr, Dirar, et al. (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, págs. 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 costa. *Global Environmental Research*, vol. 17, págs. 233–246.
- Nguyen, V.X., et al. (2014). Genetic species identification and population structure of *Halophila* (Hydrocharitaceae) from the Western Pacific to the Eastern Océano Índico. *BMC Evolutionary Biology*, vol. 14, No. 1, págs. 92. <https://doi.org/10.1186/1471-2148-14-92>.
- _____ (2015). New insights into DNA barcoding of seagrasses. *Systematics and Biodiversity*, vol. 13, No. 5, págs. 496–508.
- Ocean Biodiversity Information System (OBIS) (2020). Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO. Disponible en www.iobis.org.
- Oliveira, M.C., et al. (2020). Diversidad of Antarctic seaweeds. In *Antarctic Seaweeds: Diversidad, Adaptation and Ecosystem Services*. Iván Gómez and Pirjo Huovinen, eds. Springer, págs. 23–42. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39448-6_2.
- Ono, Junya, et al. (2016). *Bruguiera hainesii*, a En Peligro Crítico mangrove species, is a hybrid between *B. cylindrica* and *B. gymnorhiza* (Rhizophoraceae). *Conservation Genetics*, vol. 17, No. 5, págs. 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., et al. (2014). The diversity of seaweeds on maerl in the NE Atlantic. *Marine Biodiversity*, vol. 44, No. 4, págs. 533–551. <https://doi.org/10.1007/s12526-014-0214-7>.

- Peña-García, David, *et al.* (2014). Input and dispersion of nutrients from the Jeddah Metropolitan Area, Red Sea. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 80, Nos. 1 and 2, págs. 41–51.
- Pellizzari, F., *et al.* (2017). Diversidad 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, págs. 1671–1685.
- Pellizzari F., *et al.* (2020). Biogeography of Antarctic seaweeds facing climate changes. In *Antarctic Seaweeds: Diversidad, Adaptation and Ecosystem Services*. Iván Gómez and Pirjo Huovinen, eds. Springer, págs. 83–102. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39448-6_5.
- Pendleton, Linwood, *et al.* (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., *et al.* (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, *et al.* (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>.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2015). Regional Coordination Mechanism (RCM): issues brief for the Arab Sustainable Development Report. Marine Resources in the Arab Region.
- Ragavan, P., *et al.* (2017). Natural hybridization in mangroves – an overview. *Botanical Journal of the Linnean Society*, vol. 185, No. 2, págs. 208–224. <https://doi.org/10.1093/botlinnean/box053>.
- Reed, Daniel, *et al.* (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, págs. 3–26.
- Riosmena-Rodríguez, Rafael, *et al.*, “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., *et al.* (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., *et al.* (2013). Urbanización costera leads to remarkable seaweed species loss and community shifts along the SW Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 76, Nos. 1 and 2, págs. 106–115.
- Sghaier, Y.R., *et al.* (2011). Occurrence of the seagrass *Halophila stipulacea* (Hydrocharitaceae) in the southern Mediterranean Sea. *Botanica Marina*, vol. 54, No. 6, págs. 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, págs. 247–250.
- Sheppard, Charles, *et al.* (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, Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- 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>.
- Short, F.T., and M. Waycott (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., et al. (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (2010k). *Halophila euphlesia*. *The IUCN Red List of Threatened Species 2010*. e.T173325A6991162. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T173325A6991162.en>.
- _____ (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>.

- _____ (2011). Extinction risk assessment of the world's seagrass species. *Biological Conservation*, vol. 144, No. 7, págs. 1961–1971.
- Sinclair, Elizabeth A., *et al.* (2018). Véaseeds in motion: genetic assignment and hydrodynamic models demonstrate concordant patterns of seagrass dispersal. *Molecular Ecology*, vol. 27, No. 24, págs. 5019–5034.
- Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos (OBIS) (2020). Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la UNESCO. Se encuentra en www.iobis.org.
- 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., *et al.* (2015). Decline and local extinction of Fucales in the French Riviera: the harbinger of future extinctions? *Mediterranean Marine Science*, vol. 16, No. 1, págs. 206–224.
- Tuya, Fernando, *et al.* (2017). Seagrass paleo-biogeography: fossil records reveal the presence of *Halodule* cf. in the Canary Islands (eastern Atlantic). *Aquatic Botany*, vol. 143, págs. 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2017.08.002>.
- Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN) (2019). The IUCN Red List of Threatened Species. www.iucnredlist.org.
- Verlaque, Marc, *et al.* (2019). Mediterranean seaweeds listed as threatened under the Barcelona Convention: a critical analysis. In *Scientific Reports of Port-Cros National Park*, , vol. 33, págs. 179–214.
- Wahl, Martin, *et al.* (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, págs. 11–29.
- Walker, Diana I. (1987). Capítulo 8: benthic algae. In *Red Sea*, Alasdair J. Edwards and Stephen M. Head, eds. Key Environment Series. Amsterdam: Pergamon. págs. 152–168. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-028873-4.50013-X>.
- Ward, R.D., *et al.* (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., *et al.* (2019). Capítulo 3: status and trends for the world's kelp forests. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, 2nd ed., págs. 57–78. London: Academic Press.
- Wiencke, Christian, *et al.* (2014). Macroalgae. In *Biogeographic Atlas of the Southern Ocean*. Claude de Broyer *et al.*, eds. Cambridge, Reino Unido: Scientific Committee on Antarctic Research, págs. 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.
- Yuan F., *et al.* (2019) Reproductive physiology of halophytes: current standing. *Frontiers in Plant Science*, vol. 9, art. 1954. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01954>.

Capítulo 7

Tendencias en la situación de la biodiversidad de los hábitats marinos

Responsable del capítulo: Hilconida Calumpang.

Introducción

El presente capítulo está compuesto por 17 subcapítulos que detallan la situación de los hábitats costeros y marinos, desde la costa hasta las llanuras abisales más profundas. Se exponen los cambios ocurridos desde la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* en la situación de los manglares, las marismas, los estuarios y los deltas, las praderas submarinas, los corales de aguas frías, los arrecifes de coral tropicales y subtropicales, el mar de los Sargazos, los hielos de alta latitud, los respiraderos hidrotérmicos y los rezumaderos fríos y hábitats submarinos como montes submarinos, cañones submarinos y fosas.

El subcapítulo sobre los cañones submarinos se ha ampliado para incluir los taludes continentales, el subcapítulo sobre los montes submarinos incluye los pináculos y el subcapítulo sobre las fosas abarca las dorsales y las

mesetas. Los bosques de laminarias, que en la primera Evaluación estaban incluidos en la misma sección que las praderas submarinas, forman ahora parte de un subcapítulo sobre plantas marinas y macroalgas. Se presentan nuevas evaluaciones sobre los sustratos arenosos y fangosos, las zonas intermareales, los atolones y las lagunas insulares, las llanuras abisales y el mar abierto.

Cuando en la primera Evaluación había información de referencia sobre la situación del hábitat, se ha partido de ella para analizar el cambio durante el último decenio. Se han identificado las principales amenazas para los hábitats y se ha examinado su influencia en los cambios observados. En caso de conocerlos, se han destacado los cambios regionales específicos y se ha ofrecido una perspectiva del futuro de los hábitats a corto y medio plazo.

Capítulo 7A

Zona intermareal

Contribuidores: Julia Sigwart (coordinadora), Hilconida Calumpong (responsable del capítulo), Ronaldo Adriano Christofolletti, Karen Evans (responsable del subcapítulo), Judith Gobin y Patricia Miloslavich.

Ideas clave

- La zona intermareal comprende hábitats diferentes en las costas del planeta.
- Una gran parte de los seres humanos vive cerca de la zona intermareal.
- Las actividades humanas repercuten en la zona intermareal directamente, mediante

la modificación de las costas, e indirectamente, mediante el cambio climático.

- A pesar de nuestra estrecha relación con los hábitats intermareales, sigue habiendo importantes lagunas de conocimientos y se necesita una infraestructura taxonómica en los países en desarrollo para establecer los datos de referencia.

1. Introducción

La zona intermareal es la más expuesta a la influencia humana sobre los océanos, ya que se sitúa en la zona de encuentro entre el mar y la tierra. La región intermareal de todo el mundo abarca los diversos hábitats que existen en la costa, y esos entornos tienen en común la peculiaridad de que no están continuamente cubiertos por el agua, sino que regularmente quedan expuestos por la bajada de la marea. La interfaz entre los factores terrestres y marinos crea un espectro de influencia creciente del agua salada, con especies y hábitats que ocupan distintos puntos a lo largo de un gradiente. Ello se ve claramente en las bandas o zonas de apilamiento de las costas intermareales rocosas (figura I) o en la sucesión de dunas, marismas y llanuras mareales (figura II). La zona intermareal abarca además playas arenosas, manglares, restos de coral y arrecifes poco profundos (figuras III y IV), y constituye el hábitat principal de una macrofauna considerada de especial importancia, como los reptiles marinos (véase el cap. 6D). Las especies que viven en las zonas intermareales se caracterizan por poseer adaptaciones especiales que les permiten tolerar las transiciones periódicas entre el aire y el agua. La zona intermareal es la parte más accesible de los océanos y, por tanto, tiene especial importancia para la pesca de subsistencia y a pequeña escala, y para la recolección. Debido a esa accesibilidad, la zona intermareal es el ámbito marino más estrechamente vinculado a las actividades e interacciones humanas.

Figura I
Zona intermareal expuesta en un afloramiento rocoso que muestra bandas horizontales formadas por mejillones (banda negra, la más cercana a la arena), percebes y líquenes



Foto: J. Sigwart.

Nota: Ucluelet, Columbia Británica (Canadá).

Figura II
Zona intermareal expuesta de zonas inundables bordeadas por áreas de desarrollo rural y escolleras



Foto: J. Sigwart.

Nota: Newtownards, Irlanda del Norte (Reino Unido).

Figura III
Vegetación intermareal en forma de manglares, adyacente a sustratos rocosos



Foto: J. Sigwart.
Nota: Phuket, (Tailandia).

Figura IV
Coral vivo intermareal, visible bajo la superficie del agua, en una zona de arrecifes de coral poco profundos y restos de coral expuestos con poca frecuencia en mareas naturales extremas



Foto: J. Sigwart.
Nota: Port Dickson, Malasia.

En el período transcurrido desde la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017), los cambios más importantes en los hábitats intermareales han sido los derivados del cambio climático y de la alteración humana de las costas. En el contexto de la segunda Evaluación Mundial de los Océanos, la “zona intermareal” o “zona costera” no es un único hábitat y comprende elementos de muchos otros hábitats que se tratan en otras subsecciones del presente capítulo (véase el cuadro siguiente), entre ellos las playas de arena, las rocas, el hielo de alta latitud, los manglares, los restos de coral y los arrecifes poco profundos. Asimismo, es importante aclarar que los hábitats y las comunidades costeras son principalmente bentónicos, pero que el bentos es una categoría más amplia de fondos marinos, que abarca desde zonas intermareales hasta aguas profundas.

La acción de las mareas varía considerablemente de una región del planeta a otra, y esta dinámica influye en la flora y la fauna y en las actividades humanas en los océanos. En muchas masas de agua rodeadas de costa, como el mar Mediterráneo, el flujo de las mareas es casi insignificante. Las zonas donde las mareas son muy intensas son lugares indicados para obtener energía mareomotriz, como sucede en Strangford Lough, en Irlanda del Norte (Reino Unido) y en el lago Sihwa (República de Corea) (Leary y Esteban, 2009). Las zonas con corrientes de marea menos fuertes, incluidos los estuarios protegidos, suelen ser lugares de desarrollo portuario vinculado a grandes ciudades y a centros de transporte marítimo mundial. La construcción de sustratos y estructuras marinas artificiales está aumentando en todo el mundo con el desarrollo de las regiones costeras. Los sustratos artificiales se encuentran en todas las costas y suelen comprender tierras recuperadas e islas artificiales, así como infraestructura marítima y hábitats creados por el hombre, como los arrecifes artificiales. Todos esos hábitats costeros se tratan en la presente sección.

Fuente de información sobre hábitats con un elemento intermareal

Tipo de hábitat	Elementos intermareales	Principales cambios y amenazas	Fuente
Sustratos de arena y fango (fondos blandos)	Playas de arena y zonas inundables	Extracción de arena para la construcción de islas artificiales; erosión y redistribución de los sedimentos por la mayor acción de las olas	Capítulo 7A
Sustratos rocosos y arrecifes	Costas rocosas	El aumento de la variación térmica y los impactos de las olas de las tormentas, así como las especies invasoras, reducen la biodiversidad local.	Capítulo 7B
Atolones y lagunas insulares	Arrecifes costeros poco profundos, restos de coral	Subida del nivel del mar, calentamiento de los océanos, aumento de la altura de las olas y erosión costera	Capítulo 7C
Arrecifes de coral tropicales y subtropicales	Restos de coral y corales duros y blandos intermareales	Decoloración del coral y respuestas fisiológicas al calentamiento de los océanos; erosión costera y escorrentía de nutrientes	Capítulo 7D
Estuarios and deltas	Estuarios de marea	Subida del nivel del mar, contaminantes terrestres y escorrentía	Capítulo 7F
Bosques de laminarias y lechos de algas	Algas intermareales	El aumento de la variación térmica y los impactos de las olas de las tormentas, así como las especies invasoras, reducen la biodiversidad local.	Capítulo 7H
Praderas submarinas	Praderas intermareales	Perturbación física por anclaje o desarrollo; subida de la temperatura del mar	Capítulo 7G
Manglares	Manglares costeros	Tala y desbroce	Capítulo 7H
Marismas	Tierras bañadas por la marea	Subida del nivel del mar, contaminantes terrestres y escorrentía	Capítulo 7I
Hielo de alta latitud	Entornos costeros polares	La pérdida de la capa de hielo invernal como consecuencia del cambio climático agrava la perturbación causada por las variaciones de temperatura y el impacto físico de los fragmentos de hielo marino y la erosión de los icebergs; la pérdida de hielo también abre vías que permiten a las especies invadir nuevas zonas.	Capítulo 7K
Sustratos artificiales y entorno construido		Especies invasoras, contaminantes	Capítulo 7A

2. Descripción de los cambios ambientales ocurridos entre 2010 y 2020

Los entornos marinos costeros y cercanos a la costa son los hábitats marinos más afectados por el cambio climático (Hoegh-Guldberg y Bruno, 2010). Muchas especies de zonas intermareales se cosechan o cultivan en todo el mundo, lo cual depende del acceso a los hábitats costeros y del estado de esos hábitats en cuanto a la distribución de las especies, las perturbaciones físicas, el desarrollo, el tráfico y la contaminación. Los impactos de la degradación de los entornos intermareales son peores para los países insulares y costeros, donde la zona intermareal ocupa una mayor proporción del área territorial, aunque todas las naciones se ven afectadas, directa o indirectamente (Curran et al., 2002). Las zonas intermareales con vegetación, incluidos los manglares y las marismas, han quedado destruidas o muy degradadas por el desarrollo costero, y más del 50 % de los humedales y los manglares han sido eliminados durante el último siglo (Burke et al., 2001). Los entornos costeros también se ven afectados por la escorrentía de contaminantes de fuentes terrestres. La suma de los distintos impactos puede alterar tanto los recursos de agua dulce como los marinos. Las actividades humanas siguen modificando la forma física de las costas, tanto directa como indirectamente, mediante construcciones que alteran el litoral o crean nuevas costas y las consiguientes modificaciones de la hidrodinámica y el transporte de sedimentos, todo lo cual altera las condiciones del hábitat.

En general, los cambios en los entornos costeros hacen que se reduzcan los hábitats intermareales disponibles y la calidad del hábitat restante. Los organismos y ecosistemas intermareales suelen situarse en el límite de la tolerancia a un factor de estrés y pueden reaccionar de manera inesperada al estrés adicional causado por el cambio ambiental, lo que hace que las respuestas locales suelen ser impredecibles (Hewitt et al., 2016). Ello limita la distribución y la sostenibilidad de las especies pesqueras. Entre los impactos del cambio cli-

mático se encuentra el cambio de temperatura, pero también la subida del nivel del mar, el cambio en la altura de las olas y el aumento de las tormentas. La subida del nivel del mar reduce la disponibilidad de hábitats intermareales a medida que el medio natural se ve enfrentado a esfuerzos de mitigación como la construcción de diques y defensas costeras. De este modo se produce un tipo de “compresión del litoral” por el cual, cuando el nivel del mar sube, las influencias marinas se desplazan tierra adentro al espacio ya ocupado por las actividades humanas (Pontee, 2013).

La alteración humana de las costas también comprende la urbanización y el desarrollo, la construcción de infraestructura urbana y marítima y el desarrollo de actividades recreativas. La infraestructura física abarca puentes, carreteras, diques, presas y compuertas, y también infraestructuras energéticas, como los convertidores de energía eólica y mareomotriz. Tales estructuras crean sustratos, un fondo duro posiblemente similar al de un arrecife que puede ser ocupado por especies rocosas intermareales. No obstante, aunque ello pueda hacer que a escala local aumente la diversidad de especies, el efecto general es la pérdida de hábitat. En los últimos años, la escala de la alteración humana de las costas se ha acelerado drásticamente, con importantes proyectos de construcción de islas artificiales y estructuras peninsulares para multiplicar las viviendas costeras. Esos proyectos afectan a las comunidades intermareales de maneras aún desconocidas, ya que el material físico, la roca y la arena, importados de fuera de la región, trae consigo más material biológico extraño. La construcción de nuevas islas asfixia el hábitat que antes ocupaba ese mismo espacio y altera las condiciones hidrodinámicas locales y la sedimentación, la cual asfixiará otros hábitats adyacentes. Las nuevas estructuras también se caracterizan por tener una alta densidad de población humana que genera impactos ambientales adicionales.

3. Consecuencias económicas y sociales

El océano, y en particular las zonas costeras, repercuten en todos los Objetivos de Desarrollo Sostenible.¹ Los hábitats intermareales son el ejemplo más común de bienes y servicios de los ecosistemas marinos, y los hábitats costeros tienen valor por su biodiversidad, además de ser útiles para los seres humanos. También existe un fuerte componente de género en la explotación de los recursos marinos, aunque en Europa han surgido algunas organizaciones de mujeres pescadoras desde la década de 1990 (Frangoudes et al., 2014).

Las especies locales apropiadas para un contexto local pueden no ser el ejemplo más eficiente de un servicio particular pero, lo que es más importante, contribuyen a la biodiversidad regional. Por ejemplo, los mejillones y las ostras proporcionan alimento y filtración de agua, pero hay más de 300 especies en esas familias taxonómicas de bivalvos (consejo editorial del Registro Mundial de Especies Marinas, 2017), muchas de las cuales desempeñan funciones ecosistémicas u ocupan nichos discretos. Muchas de estas especies se cultivan y consumen ampliamente. No es sostenible a largo plazo seleccionar una sola especie para la acuicultura a gran escala en todas las costas del mundo. En sus hábitats nativos locales, otras especies contribuyen a la biodiversidad y la diversificación de los recursos humanos.

La actual alteración humana de las costas tiene consecuencias tanto positivas como negativas en la biodiversidad intermareal. Los impactos relativos de las diversas presiones antropógenas mencionadas en la sección 2 difieren entre

las economías desarrolladas y las economías en desarrollo. Las escolleras, o encanchedo, son estructuras duras construidas para controlar la erosión de las costas. Los materiales comprenden estructuras diseñadas para mantener el espacio del hábitat de los organismos de las zonas intermareales, lo cual puede mitigar considerablemente la pérdida local de hábitat y reportar beneficios adicionales a los seres humanos (Chapman y Underwood, 2011). Las estructuras diseñadas para aumentar el espacio del hábitat se denominan a veces “diques vivientes” y pueden reducir algunos impactos del endurecimiento de la costa. Según parece, los sustratos artificiales también favorecen a las especies marinas no autóctonas e invasoras que compiten con la fauna autóctona en los sustratos rocosos (Tyrrell y Byers, 2007). Estos proyectos de ecoingeniería pueden limitar, e incluso mitigar, la pérdida de hábitat causada por la expansión costera. Otra forma de modificación de la costa es la construcción de terrenos (terrenos “ganados” al mar) que, aun siendo beneficiosos para los seres humanos a corto plazo, reducen la capacidad de los sistemas naturales de proporcionar otros beneficios, incluida la defensa natural contra las olas y las tormentas. Las comunidades costeras corren el riesgo de sufrir cambios en la seguridad física y el acceso a los alimentos, lo cual repercute en cuestiones extremadamente importantes relacionadas con los Objetivos de Desarrollo Sostenible, como la pobreza, la educación y la disponibilidad de alimentos.

4. Principales cambios y consecuencias regionales

Existen tipos específicos de hábitat que tienen una mayor presencia en algunas regiones, dependiendo de la morfología costera local. Por ejemplo, los hábitats intermareales rocosos tienen una gran biodiversidad en las latitudes

templadas del Atlántico septentrional y el Pacífico septentrional, mientras que la costa del Brasil bañada por el océano Atlántico meridional se considera una zona importante para las macroalgas (Miloslavich et al., 2016). Los man-

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

glares y los corales (que se extienden hasta las profundidades submareales) son hábitats característicos de las costas tropicales y subtropicales, donde la amenaza de la subida del nivel del mar es mayor.

Sabemos más acerca de los hábitats intermareales que de los submareales en casi todo el mundo, excepto en los lugares donde las costas son inhóspitas o muy peligrosas (por ejemplo, las zonas dominadas por los cocodrilos de agua salada) y en las latitudes altas donde la población humana es escasa o inexistente. Las regiones antártica y ártica abarcan zonas donde que nunca se han recogido muestras de la flora y la fauna costeras. Las regiones tropicales del Sur Global, en particular en Asia Sudoriental, albergan un número desproporcionado de nuevas especies que no se han descrito, pero de las que se tiene cada vez más conocimiento, gracias sobre todo al análisis genético molecular. Las especies sometidas a presión en zonas menos estudiadas pueden correr más riesgo de extinguirse, ya que no es posible evaluar medidas de conservación adecuadas.

La distribución de los hábitats artificiales también varía dependiendo de las condiciones locales. Las islas artificiales son construcciones que se encuentran principalmente en los mares

poco profundos y protegidos del golfo Pérsico y Asia Sudoriental. Las escolleras se encuentran en todo el mundo pero, en términos de su contribución al espacio de los hábitats, se han estudiado más en Australia, América del Norte y Europa. Los convertidores de energía como las turbinas eólicas marinas (estructuras artificiales no tratadas en otras secciones de la presente Evaluación) se encuentran sobre todo en Europa y cada vez más en América del Norte. Existe una demanda creciente de desarrollo costero, tanto para la construcción de viviendas como para el desarrollo urbano, pero también para recursos costeros como la acuicultura y los convertidores de energía, con efectos cada vez más perjudiciales para los hábitats con vegetación. En las regiones con una urbanización costera intensiva, como Australia, Oriente Medio, Asia, Europa y los Estados Unidos, más de la mitad del litoral disponible en algunas regiones se ha modificado mediante la ingeniería y la construcción de estructuras costeras (Dafforn et al., 2015). El cambio climático está incrementando la erosión de las costas, lo que lleva a construir más obras de ingeniería dura que sirvan de defensa, como los diques, y acelera la modificación de las costas (Asif y Muneer, 2007).

5. Perspectivas

Las perspectivas de la base de conocimientos sobre los hábitats intermareales son buenas en muchos aspectos, y la investigación marina hace hincapié de forma natural en las regiones intermareales y costeras, debido a su accesibilidad en la mayoría de las regiones y a su importancia para las actividades humanas. Las zonas intermareales forman parte de algunas áreas marinas protegidas.

Las consecuencias socioeconómicas de los continuos cambios en los hábitats intermareales pueden ser graves. En los países donde hay extensas llanuras mareales bien desarrolladas y las poblaciones locales dependen en gran medida de los servicios de los ecosistemas

marinos, como en muchas zonas costeras de Asia, la reducción del espacio intermareal a causa de la compresión del litoral tendrá graves repercusiones y hará que disminuyan tanto la superficie como el suministro de recursos. La degradación física del litoral por el cambio climático diezmará las economías locales. La degradación biótica causada por la hidrodinámica alterada, las especies invasoras y la sobreexplotación tiene efectos drásticos y complejos. La eliminación de manglares y arrecifes bióticos elimina las defensas costeras naturales que protegen los asentamientos humanos. Las especies invasoras hacen que se reduzca la biodiversidad local. La sobre-

pesca y la dependencia excesiva de especies acuícolas criadas en régimen de monocultivo, principalmente en regiones intermareales, reducen la calidad nutricional y ponen en peligro la prosperidad humana. Las zonas costeras albergan infraestructuras públicas clave como las relacionadas con la energía, el tratamiento

de aguas residuales y el transporte (p. ej., los aeropuertos), que también corren peligro por la subida del nivel del mar. La protección de las zonas costeras locales naturales y la biodiversidad intermareal son cruciales para la sostenibilidad humana.

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos

Varios asuntos requieren una atención crucial para garantizar la sostenibilidad de los hábitats intermareales. Los cambios sistémicos lentos y acumulativos no suelen reconocerse hasta que el cambio se vuelve catastrófico. Las evaluaciones de los entornos dañados fijan objetivos de conservación, lo cual significa que el medio ambiente nunca recuperará una situación verdaderamente estable y sostenible (Plumeridge y Roberts, 2017). Incluso en los mares de Europa, donde quizás exista el historial más largo de observaciones registradas de forma continua, los datos de referencia preindustriales ya están influidos por el impacto humano, y el problema es mucho peor en los sistemas poco estudiados y en muchos países en desarrollo.

Es necesario seguir estudiando los parámetros físicos y las alteraciones del litoral vinculados a los impactos antropógenos y a la subida del nivel del mar, a fin de poder elaborar modelos de predicción de los impactos hidrodinámicos y modelos de ámbito local y pequeña escala que empleen sistemas análogos, de modo que

el comportamiento de un sistema físico bien estudiado pueda usarse para predecir los impactos en otro lugar. La primera *Evaluación Mundial de los Océanos* puso de relieve la necesidad de obtener más información sobre la sucesión de los tipos de hábitats y las zonas de distribución geográfica de una especie con alteraciones en el litoral, pero sigue habiendo lagunas importantes en los conocimientos sobre este asunto. Por último, bajo todos estos problemas subyace la necesidad urgente de estudiar con más detalle la biodiversidad en zonas poco estudiadas, especialmente en aquellas regiones donde existen importantes lagunas de conocimientos y la infraestructura científica está menos desarrollada, pero en las que hay una gran diversidad de especies (Lira-Noriega y Soberón, 2015). Muchas especies, incluso en las zonas intermareales bien estudiadas, siguen sin tener nombre y sin estar descritas por la ciencia. Si no se identifican las especies, la biodiversidad de los hábitats no puede vigilarse ni cuantificarse con precisión.

7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

La “compresión del litoral” reduce los entornos intermareales debido a la subida del nivel del mar por un lado y a la urbanización humana por el otro. El desarrollo humano debe incluir planes futuros para proporcionar a los hábitats costeros e intermareales un espacio para retirarse de los cada vez más frecuentes fenóme-

nos de tormentas y perturbaciones climáticas, a fin de mantener esos importantes amortiguadores de protección.

Los países que presentan una mayor diversidad en cuanto a zonas importantes de biodiversidad y riqueza de especies son, en su

mayoría, economías en desarrollo (Lira-Noriega y Soberón, 2015). Existe una necesidad urgente de respaldar los estudios de referencia y la vigilancia para desarrollar y mantener en los países en desarrollo el mismo tipo de conjuntos de datos a largo plazo de los que se dispone en los países desarrollados, especialmente en Europa y América del Norte. En los países desarrollados, las iniciativas de ciencia ciudadana pueden ser instrumentos eficaces para ampliar la vigilancia; con un mayor desarrollo de la capacidad taxonómica, estas iniciativas podrían extenderse más.

También es urgente que se creen infraestructuras taxonómicas que respalden tecnologías emergentes como el ADN ambiental (ADNa), mediante colecciones de especímenes y catálogos de códigos de barras, y que se desarrolle la capacidad humana mediante la capacitación y la transferencia de tecnología y el acceso a los recursos científicos más recientes y a los datos y la literatura científica del país de origen. No es posible utilizar las tecnologías emergentes, como la técnica del código de barras del ADNa, allí donde no existe una infraestructura taxonómica. Los códigos de barras solo permiten reconocer aquello que ya está en una base de datos. La infraestructura

taxonómica también debe incluir conocimientos especializados, literatura científica y los recursos necesarios para apoyar la investigación básica. Todo ello es esencial para llevar a cabo procesos sólidos de evaluación del impacto ambiental, especialmente en los países en desarrollo. Además, ese tipo de ciencia básica contribuye a que se siga desarrollando la capacidad de evaluar la vulnerabilidad climática de especies y hábitats marinos fundamentales.

Aunque la zona intermareal comprende los hábitats más accesibles (y más vulnerables), una alta proporción de especies de invertebrados y algas no descritos se encuentra en ecosistemas marinos tropicales de poca profundidad. La falta de capacidad taxonómica para identificar las especies locales enmascara su posible pérdida, la intrusión de especies con distribuciones cambiantes y los indicadores de perturbación, y dificulta el correcto reconocimiento de las especies invasoras y la adopción de medidas adecuadas para proteger los recursos locales (Sigwart, 2018). La infraestructura científica contribuye al crecimiento económico inclusivo y la protección de los recursos ambientales.

Bibliografía

- Asif, M., y T. Muneer (2007). Energy supply, its demand and security issues for developed and emerging economies. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, vol. 11, No. 7, págs. 1388–1413. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2005.12.004>.
- Burke, Loretta, et al. (2001). *Pilot Analysis of Global Ecosystems: Coastal Ecosystems*. Washington, DC: World Resources Institute. www.wri.org/wr2000.
- Chapman, M.G., y 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, págs. 302–313. <https://doi.org/10.1016/j.jembe.2011.02.025>.
- Consejo editorial del Registro Mundial de Especies Marinas (2017). *Registro Mundial de Especies Marinas*. www.marinespecies.org en VLIZ.
- Curran, Sara, et al. (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, págs. 264–268. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-31.4.264>.

- Dafforn, Katherine A., et al. (2015). Marine urbanization: an ecological framework for designing multifunctional artificial structures. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 13, No. 2, págs. 82–90. <https://doi.org/10.1890/140050>.
- Frangoudes, Katia, et al. (2014). Women’s organisations in fisheries and aquaculture in Europa: History and future prospects. *MARE Publication Series*, vol. 9, págs. 215–231. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7911-2_12.
- Hewitt, Judi E., et al. (2016). Multiple stressors, nonlinear effects and the implications of climate change impacts on marine coastal ecosystems. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 8, págs. 2665–75. <https://doi.org/10.1111/gcb.13176>.
- Hoegh-Guldberg, Ove, y John F. Bruno (2010). The Impact of Climate Change on the World’s Marine Ecosystems. *Science*, vol. 328, No. 5985, págs. 1523–1528. <https://doi.org/10.1126/science.1189930>.
- Leary, David, y Miguel Esteban (2009). Energías renovables from the ocean and tides: a viable renewable energy resource in search of a suitable regulatory framework. *Carbon & Climate Law Review*, No. 4, págs. 417–25.
- Lira-Noriega, Andrés, y Jorge Soberón (2015). The relationship among biodiversity, governance, wealth, and scientific capacity at a country level: Disaggregation and prioritization. *Ambio*, vol. 44, No. 5, págs. 391–400.
- Miloslavich, Patricia, et al. (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.
- Naciones Unidas (2017). *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Plumeridge, Annabel A., y 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, págs. 395–404.
- Pontee, Nigel (2013). Defining coastal squeeze: A discussion. *Ocean & Coastal Management*, vol. 84, págs. 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., y 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, págs. 54–60
- World Register of Marine Species (WoRMS) Editorial Board (2017). *World Register of Marine Species*. VLIZ. www.marinespecies.org.

Capítulo 7B

Arrecifes biogénicos y sustratos costeros arenosos, fangosos y rocosos

Contribuidores: Ronaldo Christofolletti y Judith Gobin (coordinadores), Frédéric Guichard, Sergiy Medinets, Evangelina Schwindt y Julia Sigwart.

Ideas clave

- Los arrecifes y las costas arenosas, fangosas y rocosas sustentan una gran biodiversidad y una amplia variedad de servicios ecosistémicos que benefician a las poblaciones humanas.
- Se ven sometidos a la presión de múltiples factores de estrés como consecuencia del cambio climático, la urbanización y la explotación de los recursos; las tormentas, la recuperación de tierras y los contaminantes han resultado ser las fuerzas motrices principales.
- Hay carencias en materia de investigación interdisciplinaria y gobernanza participativa para fomentar la resiliencia y propiciar el desarrollo sostenible de esos hábitats.
- Debido a su importancia cultural y para el turismo en todo el mundo, se encuentran en una situación única para servir como hábitats emblemáticos a fin de promover el papel de los océanos en la implementación de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, incluido el Objetivo de Desarrollo Sostenible 14.¹

1. Introducción

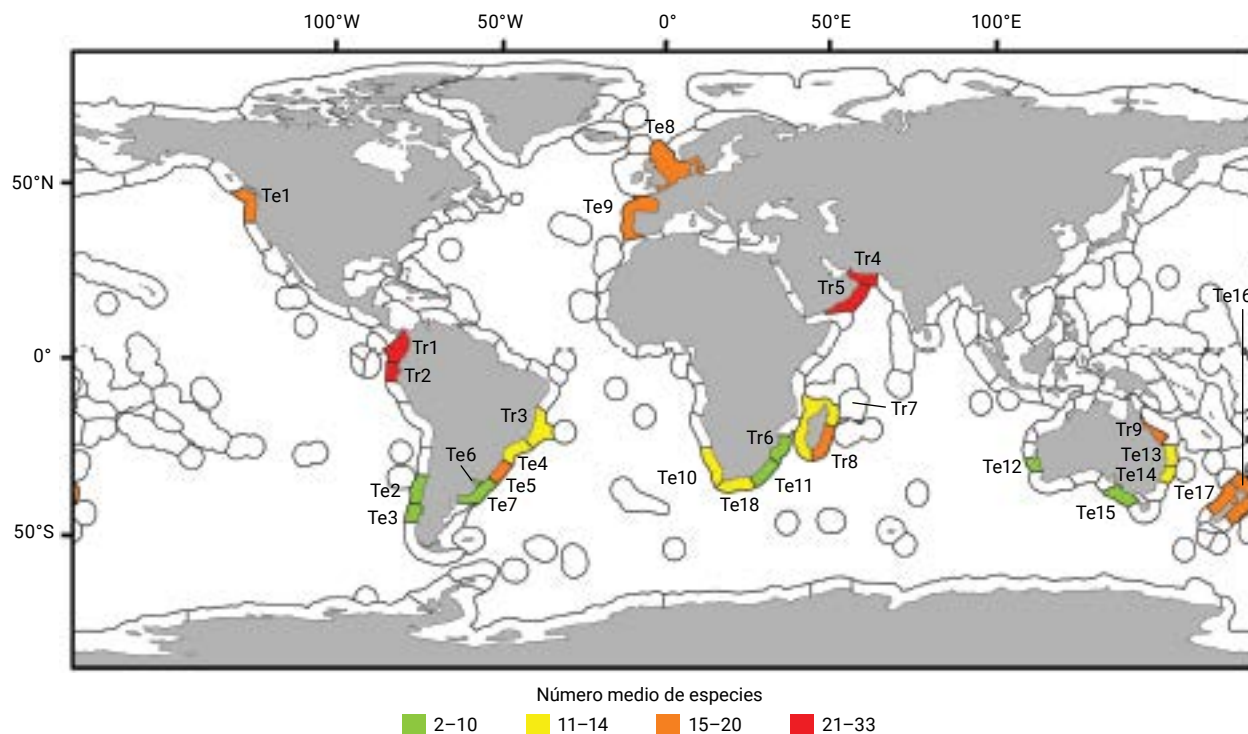
Los entornos costeros albergan diversos recursos naturales valiosos, incluidos arrecifes y costas arenosas, fangosas y rocosas. Todos estos hábitats presentan una gran biodiversidad (véase el cap. 6 de la presente Evaluación) y cada vez hay más estudios que analizan las pautas, los procesos y los impactos relacionados con ellos. Recientemente, se han examinado la biodiversidad de las costas rocosas y el impacto humano en ellas, a una escala regional (Hawkins et al., 2019). Sin embargo, sigue habiendo lagunas en los conocimientos sobre las costas rocosas y fangosas a escala mundial. En el caso de las costas arenosas, las tendencias recientes indican que la riqueza de especies en todo el mundo guarda relación con las ecorregiones, en las que, teniendo en cuenta la temperatura y la latitud, se prevé un aumento de la riqueza de especies desde las costas templadas hasta las tropicales (Barboza y Defeo, 2015) (figura I). Los arrecifes forman hábitats biogénicos omnipresentes en los sistemas costeros de todo el mundo, pero que varían en cuanto a su extensión y su composición de especies en las distintas regiones biogeográficas (Firth et al., 2016). Mientras que en las regiones tropicales suelen estar formados por el carbonato de calcio secretado por los corales formadores de arrecifes y las algas rojas calcáreas de aguas poco profundas (Huang y Roy, 2015), en las regiones templadas están

formados por invertebrados, entre ellos ostras, mejillones y anélidos (Barbier et al., 2008; Du Bois et al., 2009; Firth et al., 2016) (figura II).

En el presente capítulo se ofrece una perspectiva integrada de los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas tanto en las zonas intermareales como en las submareales, que están conectadas por su ubicación en la interfaz marina y terrestre. Estos hábitats abarcan todas las costas del mundo (Firth et al., 2016; Luijendijk et al., 2018; cap. 7A de la presente Evaluación) y están vinculados a diferentes ecosistemas, incluidos atolones y lagunas insulares (cap. 7C), arrecifes de coral (caps. 7D y 7E), estuarios y deltas (cap. 7F), bosques de laminarias y lechos de algas (cap. 7H), praderas submarinas (cap. 7G), manglares (cap. 7H) y marismas (cap. 7I). Se ven influenciados por multitud de factores y dinámicas oceanográficas que surgen desde el ámbito local hasta el mundial (caps. 4, 5 y 22). Para minimizar la superposición y destacar sus interacciones, se hará hincapié en los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas. Cabe destacar la relación con otros capítulos en los que se describen hábitats próximos (p. ej., caps. 7A y 7G), en particular los arrecifes de coral en el capítulo 7D (zona tropical y subtropical) y los corales de agua fría en el capítulo 7E.

¹ Ver Resolución de la Asamblea General 70/1.

Figura I
Riqueza de especies de las playas arenosas en las ecorregiones templadas y tropicales



Fuente: Reimpreso de Barbosa y Defeo, 2015; Spalding, M. D., et al., "Marine ecoregions of the world: a bioregionalization of coastal and shelf áreas", *Bioscience*, vol. 57 (2007), págs. 573-583.

Nota: El mapa de las ecorregiones fue descargado de http://maps.tnc.org/gis_data.html. El mapa final se generó utilizando gvSIG 1.12 (www.gvsig.org).

Abreviaciones: Te, templada; Tr, tropical; Te1, Oregón, Washington, costa y plataforma de Vancouver; Te2, Araucana; Te3, Chilense; Te4, Brasil sudoriental; Te5, Río Grande; Te6, Río de la Plata; Te7, Plataforma de Uruguay-Buenos Aires; Te8, Mar del Norte; Te9, Plataforma atlántica de Europa Meridional; Te10, Namaqua; Te11, Natal; Te12, Houtman; Te13, Tweed-Moreton; Te14, Manning-Hawkesbury; Te15, Bassiana occidental; Te16, Nueva Zelandia nororiental; Te17, Nueva Zelandia central; Te18, Plataforma del cabo de las Agujas; Tr1, Bahía de Panamá; Tr2, Guayaquil; Tr3, Brasil oriental; Tr4, Golfo de Omán; Tr5, Mar Arábigo Occidental; Tr6, Delagoa; Tr7, Madagascar occidental y septentrional; Tr8, Madagascar sudoriental; Tr9, Gran Barrera de Coral central y meridional.

Los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas se caracterizan por su gran biodiversidad (cap. 6) y por la prestación de servicios ecosistémicos (caps. 8 y 21), entre ellos la filtración del agua y el reciclaje de los nutrientes (caps. 10 y 11). Existe una estrecha relación entre esos servicios ecosistémicos y la urbanización (cap. 8), ya que alrededor del 60 % de la población mundial vive en las zonas costeras y depende de ellas para subsistir (Nicholls et al., 2007). Estos entornos costeros tienen importancia económica para el turismo y la pesca recreativa, artesanal y comercial, y poseen asimismo un valor estético y recreativo (caps. 8 y 15); las principales actividades son

la navegación, la pesca, el surf, la natación y la observación de aves (Everard et al., 2010; Rodríguez-Revelo et al., 2018). Estos entornos también están interconectados con muchos aspectos del desarrollo, como la urbanización, la acuicultura y las infraestructuras (caps. 8, 14 y 16).

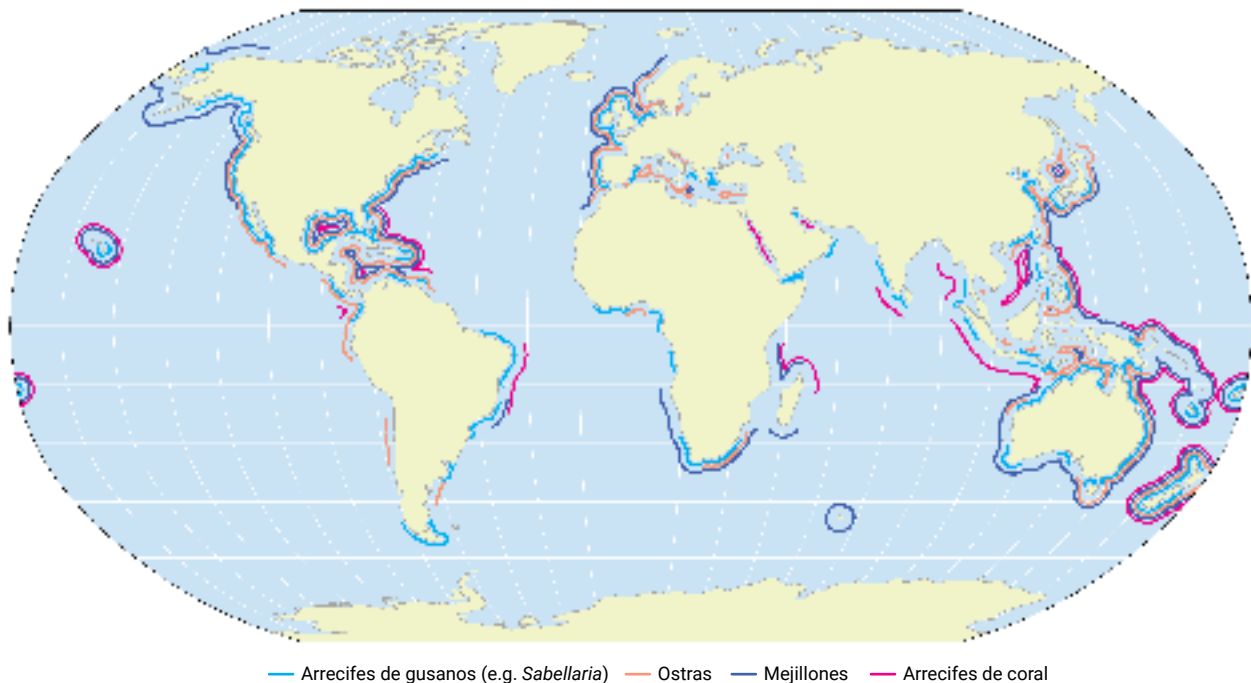
Debido a la amplia variedad de servicios ecosistémicos que proporcionan y a su relación con la urbanización y la protección costeras, estos hábitats son vulnerables al impacto causado por diversos factores de estrés (cap. 25). Siguen viéndose afectados negativamente por contaminantes como el exceso de nutrientes de los fertilizantes, las sustancias químicas

tóxicas, los metales pesados, las aguas residuales, los desechos y el plástico (caps. 10, 11 y 12), y por las actividades de exploración y explotación minera, petrolera y de gas (caps. 11, 18 y 19) y la amenaza más recientemente documentada de las especies invasoras (cap. 22). Al mismo tiempo, la sedimentación y los cambios en la erosión costera (cap. 13) son procesos a largo plazo que se están acelerando bajo la presión de los efectos del cambio climático (cap. 9) y que propician cambios en la formación de las costas y también pueden suponer una amenaza para la vida y los bienes (Rangel-Buitrago y Anfuso, 2009; Le Duff et al., 2017).

La zona costera es la región más urbanizada del mundo, ya que alberga 15 de las 20 megalópolis del planeta (con poblaciones de más de 10 millones de personas), y en ella hay diversos servicios ecosistémicos proporcionados por los hábitats y existe un conflicto con

la creciente urbanización, como se señaló en la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017). El presente capítulo tratará los cambios de los que se ha tenido noticia desde la primera Evaluación, incluidos los avances en los conocimientos y las políticas. También pondrá de relieve el estudio mundial de las costas arenosas y la falta de datos globales sobre los arrecifes biogénicos y las costas fangosas y rocosas, información que resulta necesaria para la ordenación costera y la planificación espacial marina (caps. 26 y 27). A pesar de la utilidad de las zonas costeras, de los beneficios económicos que reportan y de los avances en los estudios mundiales sobre las costas arenosas, no existe una evaluación fiable de escala mundial sobre las tendencias históricas de los cambios en los sustratos rocosos y fangosos del litoral, y sigue habiendo regiones sobre cuyos ecosistemas apenas se tienen datos e información.

Figura II
Distribución mundial de los arrecifes biogénicos costeros (coral, mejillones, ostras, gusanos)



Fuente: Reimpreso de Firth et al., 2016. Datos extraídos de la Infraestructura Mundial de Información sobre Biodiversidad, en www.gbif.org/, y del visor de datos oceánicos del Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, en <https://data.unep-wcmc.org>.

Nota: Mapas creados por Shaun Lewin, Universidad de Plymouth.

2. Cambios documentados en la situación de los arrecifes biogénicos y los sustratos costeros arenosos, fangosos y rocosos

Los riesgos para los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas pueden provenir de distintos factores ambientales (algunos extremos, como las marejadas ciclónicas, los huracanes, los terremotos, los tsunamis, las olas de calor y las inundaciones) y antropógenos, como se indica en la introducción. Estas fuerzas motrices surgen tanto en el ámbito local como en el regional y el mundial, mientras que los factores antropógenos dominan el cambio a diversas escalas (Mentaschi et al., 2018).

Los cambios en los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas se ven influenciados por distintos componentes del paisaje marino, ya que los manglares, los rodolitos y los lechos de algas, las zonas profundas, los arrecifes de coral y las praderas submarinas responden de manera diferente a los factores de estrés. En las zonas costeras también hay deposición atmosférica (Medinets y Medinets, 2010, 2012; Medinets, 2014) y existe descarga de sedimentos y nutrientes en los sistemas marinos costeros por medio de los estuarios y el agua dulce (Teixeira et al., 2018; Oelsner y Stets, 2019). Esas conexiones naturales (caps. 7A a 7I) ponen claramente de manifiesto la interconexión y la complejidad de los sistemas costeros (Elliott et al., 2019; Kermagoret et al., 2019), ya que los cambios en un hábitat influyen en la dinámica de otros, incluidos sus correspondientes servicios ecosistémicos (Narayan et al., 2016; Osorio-Cano et al., 2019).

En el último decenio, los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas se han visto cada vez más afectados por el cambio climático, que ha influido en las pautas ambientales, la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas. Se prevé que la magnitud y la frecuencia de los fenómenos extremos (energía de las olas, olas de calor, temperatura y lluvia) siga aumentando (Herring et al., 2018; Grupo Intergubernamental de Expertos sobre

el Cambio Climático (IPCC), 2018). Al cambiar el número de días en los que se superan los umbrales de temperatura específicos de cada especie, o al variar los regímenes de lluvia y sequía, se puede producir un estrés subletal, debido a los cambios fisiológicos y de comportamiento de los organismos, en particular los de las zonas intermareales y poco profundas (Pinsky et al., 2019; Rilov et al., 2019). Los cambios en la frecuencia y la intensidad de los fenómenos pueden generar niveles letales desde un punto de vista fisiológico, y hacer que aumente la mortalidad y se alteren la biodiversidad, la amplitud de la distribución de los organismos y los servicios ecosistémicos que proporcionan esos hábitats (Poloczanska et al., 2013).

En el contexto ambiental, los sustratos rocosos intermareales de mucha latitud se ven afectados por la erosión del hielo (Scrosati y Ellrich, 2018; caps. 7A y 7K). Las costas arenosas, fangosas y rocosas de todo el mundo también están sometidas a perturbaciones cada vez mayores causadas por las olas y las lluvias extremas (Mentaschi et al., 2018). Dichas perturbaciones influyen en la dinámica de los sedimentos, la erosión, los movimientos de las rocas grandes y los desprendimientos de tierra, que pueden modificar las comunidades biológicas de las costas arenosas y rocosas de las zonas expuestas a las olas (Petrovic y Guichard, 2008; Castelle et al., 2018). Los cambios en la dinámica de las olas y la frecuencia cada vez mayor de los fenómenos meteorológicos extremos también modifican la composición de los sedimentos (Masselink et al., 2016) y el transporte de las larvas hacia la costa (Mazzucco et al., 2015). Además, el aumento de las precipitaciones extremas en las zonas tropicales y subtropicales influye en la salinidad de las zonas cercanas a la costa y en el transporte de sedimentos, así como en el aporte de nutrientes y contaminantes desde los entornos terrestres y de agua dulce (Lana et al., 2018). Los impactos

acumulativos y la influencia de esos factores de estrés se hacen patentes desde el nivel de organismo hasta el de comunidad, y conducen a la pérdida de biodiversidad y a cambios en el funcionamiento de los ecosistemas en las zonas costeras (O’Gorman et al., 2012; Ellis et al., 2017), lo cual afecta a los servicios de los ecosistemas y a su valor comercial, recreativo y estético.

Además de los cambios en la dinámica oceanográfica costera y del aumento de la frecuencia de los fenómenos extremos debido a los efectos del cambio climático (cap. 9), otros factores como la exploración de los fondos marinos (cap. 18), la urbanización (caps. 8 y 14) y las infraestructuras costeras artificiales (caps. 7A y 14) están afectando a los arrecifes y a las costas arenosas, fangosas y rocosas a causa de la contaminación (caps. 10, 11 y 12) y los cambios en los procesos de erosión y sedimentación (cap. 13). Las playas de arena están presentes en el litoral de todo el mundo, en un porcentaje que oscila entre el 22 % de Europa y el 66 % de África, y su presencia relativa aumenta en las zonas subtropicales y en las latitudes medias y bajas (20° a 40°) pero disminuye (< 20 %) en las zonas tropicales húmedas, donde el lodo y los manglares son más abundantes como consecuencia de las altas temperaturas y las precipitaciones (figura III) (Luijendijk et al., 2018). La erosión de las playas de arena ha ido aumentando con el tiempo y con la intensidad de las emisiones de gases de efecto invernadero (Vousdoukas et al., 2020). Las tendencias en materia de erosión y acreción han venido intercambiándose entre las distintas regiones y a lo largo de segmentos costeros cercanos (Vousdoukas et al., 2020) y más del 50 % de las costas arenosas del mundo cambió a gran velocidad y de forma ininterrumpida durante el período comprendido entre 1984 y 2016; el 24 % de las costas se están erosionando a una velocidad superior a 0,5 m por año, mientras que el 27 % está en proceso de acreción (Luijendijk et al., 2018) (figura IV). Desde una perspectiva continental, Oceanía y África presentan erosión neta, mientras que todos los demás continentes muestran acreción neta, y la mayor velocidad de acreción (1,27 m/año) corresponde a Asia (Luijendijk et al., 2018), pro-

blemente debido a la recuperación de tierras y a las estructuras artificiales (Luijendijk et al., 2018; cap. 14). En todo el mundo, un porcentaje relativamente alto de las costas arenosas registradas en la Base de Datos Mundial sobre Zonas Protegidas está erosionándose, dado que el 32 % de todas las costas marinas protegidas son arenosas y que el 37 % de esas costas arenosas protegidas se está erosionando a una velocidad superior a 0,5 m/año, mientras que el 32 % está en proceso de acreción (Luijendijk et al., 2018).

Los cambios en la erosión y la sedimentación y la presencia de estructuras artificiales pueden influir directamente en la biodiversidad y los servicios ecosistémicos a diferentes escalas. El aumento de la infraestructura costera para evitar la erosión exige un refuerzo de los planteamientos de la ingeniería azul en relación con el desarrollo sostenible (Firth et al., 2016; Strain et al., 2018). Aunque se ha propuesto el hormigón de coral para la construcción de infraestructura marina y la recuperación de tierras (Wang et al., 2018; Liu et al., 2018), para lograr el desarrollo sostenible, es fundamental conocer la fuente, la cantidad de material de coral necesario y el impacto de su extracción del medio, ya que los arrecifes de coral tienen una importante función biológica, química y física en la dinámica de las zonas costeras y en las posibles situaciones derivadas del cambio climático (caps. 7D y 7E).

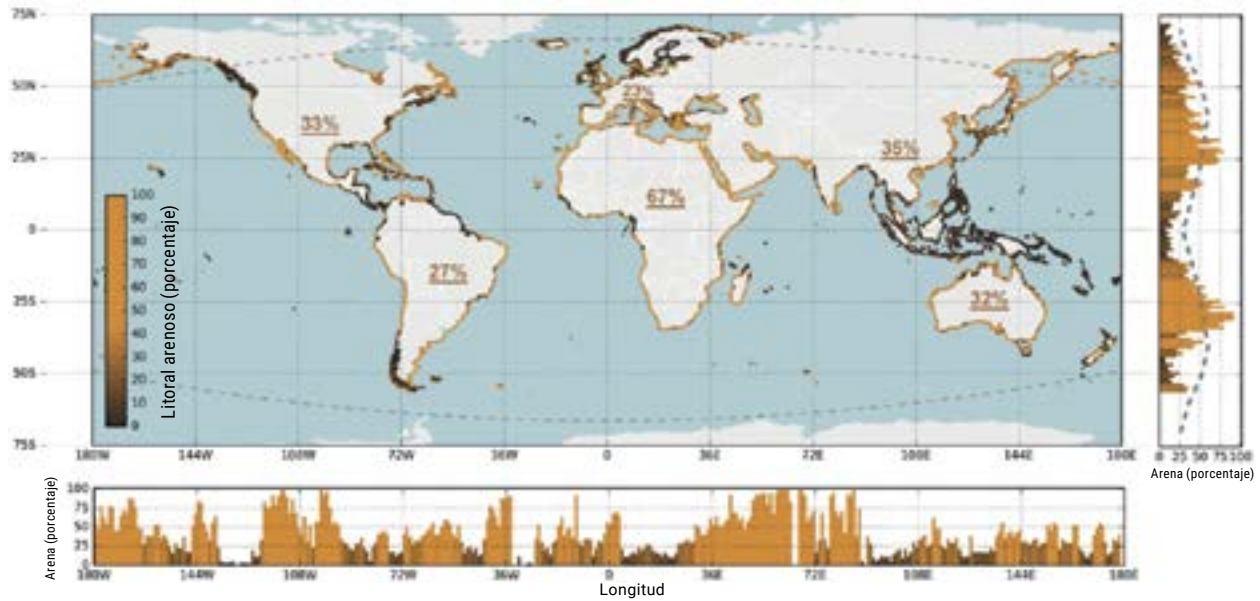
El impacto de la urbanización en las zonas costeras justifica el examen de varios factores de estrés claves, incluidos los factores antropógenos, presentes en las zonas costeras. Las especies invasoras (cap. 22) han aumentado en todo el mundo (Seebens et al., 2017), por lo que afectan a todo tipo de sustratos. Se prevé que las invasiones biológicas aumenten como consecuencia del transporte marítimo y también del crecimiento de las infraestructuras de las zonas costeras, que constituyen un nuevo sustrato para las especies que viven en las rocas y los arrecifes (Ivkić et al., 2019; Sardain et al., 2019). Además, conjuntos de datos recientes de todo el mundo ponen de manifiesto que la contaminación de origen terrestre (contaminación por nutrientes, productos agroquímicos,

vertidos de aguas residuales, contaminación química por contaminantes orgánicos persistentes en forma de productos farmacéuticos, plaguicidas y metales pesados), la urbanización costera, la recuperación de tierras y los derrames de petróleo modifican los hábitats, hacen que aumente la contaminación y generan procesos subletales o letales que afectan a la biodiversidad de las costas fangosas, arenosas y rocosas y a la salud de los ecosistemas (Kovalova et al., 2010; Snigirov et al., 2012; Environmental Monitoring of the Black Sea (EMBLAS), 2019; Martínez et al., 2019; Zhai et al., 2020). Muchos de los impactos en estas costas tienen su origen en el mar, como los derrames de petróleo (Escobar, 2019; Soares et al., 2020), o tierra adentro, como los residuos mineros, que llegan accidentalmente a la zona costera a través de aportaciones fluviales, y afectan a la biodiversidad y los servicios ecosistémicos de las costas arenosas, fangosas y rocosas a gran escala espacial y temporal (Queiroz et al., 2018), lo cual repercute en las comunidades locales e indígenas que dependen de esos servicios ecosistémicos para su supervivencia (Dadalto et al., 2019).

Por último, otra consecuencia de la urbanización costera guarda relación con los efectos negativos del turismo y la explotación humana en los arrecifes biogénicos y las costas

arenosas, fangosas y rocosas a escala local (Méndez et al., 2017). Se ha demostrado que la luz artificial nocturna modifica la estructura de las comunidades de macroinvertebrados de las costas arenosas (Garratt et al., 2019) e influye en las interacciones tróficas de las costas rocosas (Underwood et al., 2017); Maggi y Benedetti-Cecchi, 2018). Del mismo modo, el sombreado mediante estructuras artificiales puede influir en la biodiversidad y el funcionamiento de los ecosistemas de las costas rocosas (Pardal-Souza et al., 2017). Se ha demostrado que el apisonamiento tiene un efecto negativo en la biodiversidad de las costas arenosas, fangosas y rocosas (Leite et al., 2012; Schlacher y Thompson, 2012; Kim et al., 2018), sumado a otros factores como la basura, el ruido y la extracción (EMBLAS, 2019). La contaminación por productos plásticos y químicos se ha convertido en una amenaza mundial para el medio marino, sobre todo en las costas arenosas, donde el aporte de plásticos ha aumentado debido al transporte que se produce durante los fenómenos oceanográficos y meteorológicos (Krelling y Turra, 2019) y a la contaminación directa por parte de la población local y los turistas (EMBLAS, 2019).

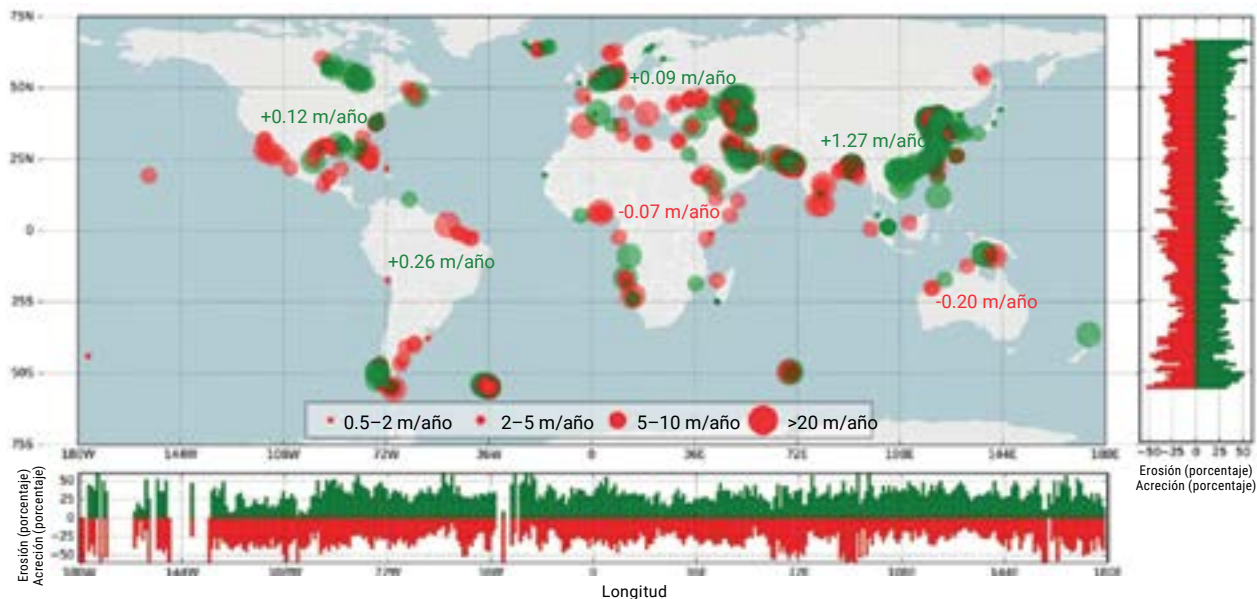
Figura III
Distribución mundial de las costas arenosas



Fuente: Reimpreso de Luijendijk et al., 2018.

Notas: Los puntos de color a lo largo del litoral del planeta representan el porcentaje local de costa arenosa (el amarillo es arena, el marrón oscuro no es arena). La subsección de la derecha muestra la presencia relativa de costas arenosas por grados de latitud, donde la línea discontinua muestra la distribución latitudinal de las costas arenosas notificada por Hayes (Hayes, M. O., "Relationship between coastal climate and bottom sediment type on the inner continental shelf", *Marine Geology*, vol. 5, No. 2 (1967), págs. 111–132). La subsección inferior muestra la presencia relativa de costas arenosas por grado de longitud. Las líneas grises curvas y discontinuas del gráfico principal representan los límites de las costas sin hielo consideradas en el análisis. Los porcentajes subrayados indican el porcentaje medio de costa arenosa por continente. El mapa se creó con Python 2.7.12, disponible en www.python.org, usando Cartopy v.0.15.1, Met Office UK, disponible en <https://pypi.python.org/pypi/Cartopy/0.15.1>, y Matplotlib (Hunter, J. D., "Matplotlib: a 2D graphics environment", *Computing in Science & Engineering*, vol. 9, No. 3 (2007)).

Figura IV
Zonas críticas mundiales de erosión y acreción de playas



Fuente: Reimpreso de Luijendijk et al., 2018.

Notas: Los círculos rojos (verdes) indican erosión (acreación), en relación con las cuatro clasificaciones dinámicas de la costa correspondientes (véase la leyenda). Los gráficos de barras de la derecha y la parte inferior muestran la presencia relativa de erosión (acreación) en las costas arenosas por grados de latitud y longitud, respectivamente. Las cifras mostradas en el gráfico principal representan la tasa media de cambio de todas las costas arenosas, por continente. El mapa se creó con Python 2.7.12, disponible en www.python.org, usando Cartopy v.0.15.1. Met Office UK, disponible en <https://pypi.python.org/pypi/Cartopy/0.15.1>, y Matplotlib (Hunter, J. D., "Matplotlib: a 2D graphics environment", *Computing in Science & Engineering*, vol. 9, No. 3 (2007)).

3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano

Los hábitats costeros son el primer punto de contacto entre la sociedad humana y el océano. Proporcionan muchos servicios directos e indirectos, entre ellos espacio para el ocio y los deportes, procesos ambientales fisicoquímicos, recursos biológicos y pesqueros y protección del litoral. Desde las zonas intermareales hasta las submareales, los arrecifes y las costas arenosas, fangosas y rocosas son explorados de muchas formas por las poblaciones humanas, lo cual genera una relación que se ha visto afectada por cambios a lo largo de los siglos, solo que a un ritmo acelerado en los últimos decenios (Biedenweg et al., 2016; Zhai et al., 2020).

Las costas arenosas y rocosas proporcionan espacio y recursos naturales para el ocio, los deportes, los estudios pedagógicos y científicos y las prácticas tradicionales, religiosas y culturales de los pueblos indígenas y las comunidades tradicionales, y un lugar de visita para los residentes de las zonas urbanas y los turistas (Everard et al., 2010). Existen muchos beneficios para la salud física, mental y espiritual relacionados con el tiempo que las personas pasan en los entornos costeros y con la situación de esos entornos (Gascon et al., 2017; Marselle et al., 2019). El vínculo entre el ser humano y el medio ambiente se desarrolla psicológicamente a través de un sentido de lugar e identidad, una conexión con la na-

turalidad y una sensación de pertenencia, con sentimientos de orgullo por el propio entorno, y las propiedades revitalizadoras de los paisajes estéticos, mientras que el medio ambiente también influye físicamente en las personas al proporcionar servicios tangibles como la comida (Biedenweg et al., 2016). Por último, las costas fangosas, arenosas y rocosas también benefician a la sociedad debido a los aspectos económicos de los vínculos comerciales e industriales de las costas urbanizadas, al generar puestos de trabajo y fomentar la participación en la gobernanza y, por tanto, el acceso a las comunicaciones, la participación comunitaria y la confianza en la gestión (Biedenweg et al., 2016).

La importancia de los arrecifes y de las costas arenosas, fangosas y rocosas para las comunidades humanas es similar en todo el mundo. Influyen de manera indirecta en el bienestar de las comunidades humanas a través de muchos servicios ecosistémicos, como la filtración del agua, la biodiversidad, la biotecnología, el reciclaje de los nutrientes, su función como sumideros de carbono, la protección de las costas y su influencia en la producción pelágica primaria (Hoerter et al., 2020). Recientemente se han estudiado muchas especies de interés biotecnológico, lo cual apunta a posibilidades de desarrollo científico y económico (Park et al., 2019; Girão et al., 2019). Los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas albergan especies de interés económico, principalmente moluscos, crustáceos y peces, que son especialmente importantes como fuente de proteínas e ingresos para las comunidades tradicionales que subsisten de la pesca artesanal (p. ej., Gelcich et al., 2019).

La importancia de los servicios de las costas arenosas, fangosas y rocosas para el bienestar humano y la economía explica el alto grado de urbanización y explotación turística de las regiones costeras, actividades que suponen una importante contribución económica (Nitivattananon y Srinonil, 2019). Sin embargo, cuanto más poblada está la costa, mayor es el impacto en ella. El contraste entre las zonas más vírgenes y las más contaminadas repercute en el valor del turismo y de la pesca recreativa y arte-

sanal (Qiang et al., 2019). Las costas naturales arenosas y rocosas sometidas a un bajo impacto son una importante atracción turística, tanto para el ocio como para el buceo con gafas y tubo (Drius et al., 2019). Las costas limpias y sanas atraen a muchos turistas, lo cual propicia el desarrollo del sector turístico de una región. Al mismo tiempo, las costas arenosas y rocosas se vuelven muy vulnerables bajo la presión de las actividades recreativas y turísticas, como consecuencia de la contaminación y la alteración de los hábitats naturales de muchos organismos debido a la introducción de infraestructuras artificiales (Strain et al., 2018; Drius et al., 2019). Los contrastes entre las costas más vírgenes y las más contaminadas dan lugar a paisajes marítimos y destinos turísticos variables a lo largo de la costa. Al producirse más cambios en el litoral debido al cambio climático, otros impactos antropógenos y la erosión, se puede alterar la dinámica turística al reducirse el turismo en las zonas afectadas y aumentar en las zonas sometidas a menos impactos. Esos cambios influirán en las comunidades costeras y en la población local que trabaja en los sectores turístico y de apoyo, tanto en el ámbito social, cultural y psicológico como en el económico (Jarrat y Davies, 2019; You et al., 2018).

La inversión en planes de desarrollo sostenible de las zonas costeras aporta múltiples beneficios económicos, sociales y ambientales. La presión de la urbanización aumenta a medida que las personas tratan de mejorar su bienestar y aprovechar los beneficios de los entornos costeros. Las costas rocosas no suelen estar sometidas a una gran explotación directa pero, como uno de los paisajes preferidos y más llamativos, las comunidades locales crecen en torno a ellas, y a menudo se construyen casas a menos de 100 m de la orilla. Las costas fangosas son zonas difíciles, pero lucrativas para los promotores inmobiliarios, los inversionistas y los constructores privados. Debido a ello, suele construirse en exceso en esas zonas, y se hace caso omiso de muchos códigos y normas de construcción vigentes. Eso hace que las costas naturales sufran daños, en particular como consecuencia de enormes despren-

dimientos de tierra que afectan negativamente al ecosistema marino. Las costas arenosas se ven afectadas negativamente por la urbanización debido a la eliminación de la vegetación costera, el desbroce y el aumento de la inestabilidad por los fenómenos extremos y la erosión, lo cual debilita la protección de la costa (Defeo et al., 2009). La construcción de islas artificiales se ha visto impulsada por la demanda de viviendas en la costa. Sin embargo, en muchas regiones se ha acelerado el desarrollo de dichas islas sin que se hayan considerado en detalle los impactos ecológicos, tanto en las zonas de origen, donde se extrae arena a gran escala como material de construcción, como en los ecosistemas locales, que se ven perturbados o desplazados por las actividades de construcción (Rahman, 2017a, 2017b).

Los cambios en el litoral, la subida del nivel del mar, los fenómenos extremos y las actividades turísticas hacen que cambie la percepción del entorno que tienen las poblaciones humanas y generan conflictos sociales en la zona costera (Robinson et al., 2019; Whitney y Ban, 2019). El aumento de la altura de las olas puede ser

beneficioso para la electricidad procedente de las olas, ya que hace que crezca la potencia, pero el continuo aumento de la altura media de las olas representa una amenaza para la estructura física de unos generadores que ya están llegando al límite de la resistencia que les confiere su diseño (Penalba et al., 2018).

La complejidad de los servicios ecosistémicos de las costas arenosas, fangosas y rocosas, los factores que influyen en esos entornos y el conflicto entre el uso y la conservación, dados los beneficios para la población humana y el impacto causado por esta, ponen de relieve la importancia del desarrollo sostenible. El complejo sistema que integra los hábitats y las posibilidades y dificultades que entraña su gobernanza ponen de manifiesto la importancia de la planificación espacial marina para respaldar y regular el uso de esos entornos, y de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible y sus Objetivos de Desarrollo Sostenible, en particular el Objetivo 14, así como de la inclusión de objetivos encaminados a reducir los impactos en las costas arenosas, fangosas y rocosas (Kidd et al., 2020; Borja et al., 2020).

4. Principales cambios y consecuencias regionales

La información sobre el Ártico y las regiones oceánicas meridionales es limitada, pero en otras regiones se han registrado cambios. A lo largo de las costas del Atlántico noroccidental, el Pacífico nororiental, el mar del Norte y el mar Negro, los factores oceanográficos son un problema importante debido a la perturbación de las olas (Voorhies et al., 2018), la erosión del hielo (Scrosati y Ellrich 2018) y la frecuencia cada vez mayor de los fenómenos meteorológicos extremos (Smale y Wernberg, 2013) que afectan a las costas rocosas intermareales, y que modifican así el transporte de sedimentos, lo cual tiene efectos en las costas fangosas y arenosas (Masselink et al., 2016), e incrementan la erosión y los movimientos de grandes rocas, lo cual puede modificar las comunidades biológicas en las zonas expuestas a las olas (Petrovic y Guichard, 2008); Castelle et al., 2018). Los cambios en la dinámica de las olas

en esas regiones también influyen en el acoplamiento béntico-pelágico y en el funcionamiento de los ecosistemas (Griffiths et al., 2017), al influir en el suministro de larvas (Mazzuco et al., 2018), la materia orgánica (Massé Jodoin y Guichard, 2019), la temperatura y los eventos de hipoxia (Vaquer-Sunyer y Duarte, 2011).

En la parte noroccidental del mar Negro, las costas arenosas se han estrechado en los últimos años en la mayor parte del litoral (Allenbach et al., 2015), donde la vegetación se ha expandido (Allenbach et al., 2015). Mientras tanto, ha disminuido la profundidad de las aguas de la plataforma en el entorno de la desembocadura de los ríos Danubio y Dniéster debido a la aportación de sedimentos fluviales (Anton et al., 2017), lo que también ha hecho que se formen dunas costeras en algunas zonas. Sin embargo, en la parte oriental del mar Negro, la erosión de la costa está relacionada

con la falta de sedimentos provenientes de las aguas fluviales, como consecuencia de la presencia de embalses y obras de ingeniería (Kosyan y Velikova, 2016). En los últimos decenios se ha producido una importante erosión de las costas fangosas y rocosas como consecuencia de los desprendimientos de tierra debidos tanto a causas climáticas como humanas (Freiberg et al., 2010, 2011; Goryachkin, 2013; Tătui et al., 2019). Se ha registrado un aumento de las tasas de erosión en las costas adyacentes a las zonas rurales, donde no existen rompeolas, y también alrededor de la Isla de la Serpiente (Cherkez et al., 2006, 2020; Goryachkin, 2013). Todos estos impactos, unidos a factores socioeconómicos relacionados con la sobreexplotación de las costas para la construcción y las actividades recreativas y turísticas con el fin de obtener más ingresos, ha afectado al litoral de muchas maneras (Goryachkin, 2013; Stanchev et al., 2013, 2018; Kucuksezgin et al., 2019).

Los factores oceanográficos también producen erosión costera y una reducción de la superficie de las costas arenosas en el litoral de la Argentina y el Brasil en el Atlántico sudoccidental, e influyen así también en la energía de las olas y el suministro de larvas como consecuencia de la frecuencia cada vez mayor de los fenómenos extremos y los frentes fríos (Mazzuco et al., 2015, 2018). Los cambios en la erosión y los impactos costeros afectan a la economía de las comunidades locales y modifican la forma en que estas perciben los ecosistemas costeros naturales de la costa atlántica de América del Sur en su conjunto (Bunicontro et al., 2015). Además de factores constantes como los cambios en la dinámica oceanográfica y su influencia en los hábitats costeros, los desastres ambientales han sido un problema fundamental en el Atlántico sudoccidental (Gil et al., 2019; Marcovecchio et al., 2019). En los últimos cinco años, ha habido dos desastres en minas situadas tierra adentro en los que el vertido de residuos llegó hasta la zona costera, y afectó así a distintos hábitats, incluidos arrecifes, costas arenosas, fangosas y rocosas y comunidades del Brasil, y un derrame de petróleo que afectó a más de 3.000 km de cos-

ta (Escobar, 2019; Soares et al., 2020). Estos desastres tienen un gran impacto temporal y espacial en el medio ambiente, los servicios ecosistémicos y las comunidades humanas, sobre todo teniendo en cuenta los efectos acumulativos de las fuerzas motrices oceánicas y climáticas que pueden resuspender las sustancias químicas presentes en los sedimentos de las costas arenosas y fangosas (Queiroz et al., 2018; Dadalto et al., 2019).

En la región del océano Índico, la construcción de islas artificiales ha generado nuevos peligros para la navegación local debido a las instalaciones no seguras destinadas a evitar la erosión, y también al vertido ilegal de material de desecho (Rahman, 2017a), con nuevas estructuras que han alterado las rutas hacia los caladeros (Rahman, 2017b). Los resultados de la evaluación inicial detallada del impacto ambiental de un proyecto en Malasia condujeron a una revisión del diseño previsto para las nuevas islas, a fin de evitar la destrucción por asfixia de una pradera submarina formada por diversas especies (Williams, 2016; cap. 7G). No obstante, es necesario examinar de manera continua los impactos ambientales posteriores y a largo plazo.

Un estudio mundial muestra que las costas del Pacífico occidental y del Atlántico oriental son focos de concentración de distintos contaminantes, y que la mayoría de ellas padece los efectos del calentamiento climático (Lu et al., 2018). Aunque muchos de los factores presentes en otras regiones también influyen en la costa del Pacífico, el cambio climático y los fenómenos oceánicos y climáticos se perfilan como un problema fundamental en el Pacífico oriental (Xiu et al., 2018). La costa del Pacífico oriental es uno de los ecosistemas marinos más productivos debido a la presencia de sistemas de surgencia, que se consideran el principal factor impulsor de los cambios en las costas arenosas, fangosas y rocosas (Randall et al., 2020). En el Pacífico septentrional, se prevé que la mayor intensidad de la surgencia, relacionada con una mayor fuerza de los vientos costeros en la región del litoral (Xiu et al., 2018), altere el funcionamiento de los ecosistemas de las costas arenosas, fangosas y rocosas debi-

do a los cambios en el aporte de nutrientes y las condiciones oceanográficas. En el Pacífico meridional, los cambios en el sistema de la corriente de Humboldt están influyendo en los distintos países de manera diferente (p. ej., aumentan los vientos que favorecen la surgencia frente a la costa de Chile y disminuyen frente a la del Perú) (Bertrand et al., 2019). La costa del Pacífico se ve muy afectada por El Niño y por fenómenos meteorológicos extremos que pueden volverse más frecuentes e influir en el

litoral y en los servicios de los ecosistemas de las costas arenosas, fangosas y rocosas (Bertrand et al., 2019). El cambio climático y los impactos que trae consigo afectan a la dinámica natural de las costas arenosas y rocosas y a sus servicios, incluidas la pesca, la acuicultura, la erosión y la actividad turística, debido a la mayor frecuencia de fenómenos extremos que quedan fuera del ámbito de la experiencia actual (Aguilera et al., 2019).

5. Perspectivas

Si todo sigue igual, los arrecifes y las costas arenosas, fangosas y rocosas de todo el mundo se verán afectados y se perderán muchos servicios ecosistémicos. Se prevé que a medio plazo (unos 20 años) todos los problemas se agraven considerablemente y se puedan perder partes importantes de las costas naturales, con repercusiones socioeconómicas y culturales negativas. Está creciendo la población humana de las zonas costeras y, como consecuencia de ello, están aumentando los contaminantes, los desechos y otros elementos que afectan a las costas arenosas, fangosas y rocosas. La proliferación de infraestructuras costeras y la recuperación de tierras acelerará ese proceso y, hasta la fecha, se sabe poco de los efectos a largo plazo que tendrán en el litoral los cambios en la hidrodinámica, la biodiversidad y la fuente de materiales para construir esas infraestructuras. Por otra parte, si la urbanización costera se desarrolla sobre la base de la ingeniería azul, brindará una oportunidad para promover iniciativas sostenibles (cap. 7A; Strain et al., 2018) y mejorará la conciencia pública sobre el valor de los ecosistemas costeros y los sistemas socioecológicos costeros, con ayuda de la cultura oceánica (Santoro et al., 2017; Fleming et al., 2019).

Existe una conexión directa entre las poblaciones costeras y los servicios ecosistémicos de los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas, donde el aumento de la población y el uso de los recursos ambientales podrían superar la resiliencia de

la costa. Al mismo tiempo, el cambio climático incrementará la frecuencia y la intensidad de las tormentas que llegan a la costa (IPCC, 2018). Desde una perspectiva oceánica, se prevén cambios en los factores oceánicos y climáticos que afectan al litoral al hacer que aumenten la energía de las olas, la erosión, el transporte de sedimentos y la subida del nivel del mar, incluida la reducción de la zona intermareal de algunas costas (Herring et al., 2018). Desde una perspectiva terrestre, el aumento de las precipitaciones alterará el transporte de sedimentos e incrementará el aporte de nutrientes y contaminantes desde los entornos terrestres y de agua dulce hacia los hábitats costeros (Lana et al., 2018). Se prevé que entre el 13,6 % y el 15,2 % (36.097 km a 40.511 km) de las playas arenosas del mundo sufran una erosión grave de aquí a 2050, y entre el 35,7 % y el 49,5 % (95.061 km a 131.745 km) de aquí a finales de siglo. En consecuencia, una serie de países podrían tener problemas de erosión generalizada de playas arenosas antes de fin de siglo (Vousdoukas et al., 2020).

Los efectos acumulativos del cambio climático y otros factores antropógenos seguirán repercutiendo en la biodiversidad, los servicios ecosistémicos y la salud ambiental. Todos estos factores de estrés continuo, según el concepto de “Una Salud” de la Organización Mundial de la Salud, influirán en el bienestar y la salud de los seres humanos (Fleming et al., 2019). Al aumentar las poblaciones y las infraestructuras costeras, también es previsible que se

multipliquen los conflictos culturales entre las comunidades tradicionales e indígenas, con el advenimiento de ciudades más grandes y actividades industriales. En distintas zonas, la mayor contaminación de los recursos, la pérdida de biodiversidad, los cambios en el litoral y el aumento de los conflictos, junto con la pérdida de conocimientos y tradiciones indígenas y locales, tendrán un impacto económico negativo como consecuencia de la disminución del turismo y el aumento de la inversión que será necesario hacer en los sectores de la salud, la economía y la infraestructura para atender a

la población de la región. Por otra parte, estudios realizados en algunas regiones han puesto de manifiesto que es posible incorporar los conocimientos ecológicos tradicionales a los procesos de gobernanza, a fin de reducir los conflictos y fomentar un desarrollo sostenible positivo (Stori et al., 2019; Van Assche et al., 2019). Además, existe la posibilidad de utilizar la gestión integrada de la captación de agua como instrumento clave para gestionar mejor los sistemas marinos costeros (Henderson et al., 2020).

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad

En los últimos decenios, se han producido avances en los conocimientos relativos a los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas, lo que nos permite comprender mejor su importancia y sus principales impactos. Las nuevas imágenes y modelos satelitales también proporcionan datos importantes para visualizar los cambios y detectar zonas de alto riesgo, lo cual conlleva la intervención de distintas disciplinas científicas (Sagar et al., 2017; Mentaschi et al., 2018). Sin embargo, sigue habiendo algunas lagunas en los conocimientos. A pesar de los recientes avances científicos, disponemos de muy poca información para prever con exactitud posibles situaciones a medio o largo plazo. Además, los conocimientos sobre la región y el volumen de datos disponibles están desequilibrados en muchas regiones del mundo, como el Atlántico meridional, el Gran Caribe y el Pacífico occidental. La mayoría de los datos disponibles en todo el mundo proceden de análisis locales y regionales, y muy pocos resultados mundiales permiten examinar de manera crítica la situación de los hábitats costeros. En ese contexto, sin embargo, se dispone de una evaluación mundial más clara de las costas arenosas, por lo que pueden establecerse planes de acción para mitigar los impactos (Luijendijk et al., 2018; Vousdoukas et al., 2020). Sigue pendiente un análisis mundial de la biodiversidad y los

impactos en relación con los arrecifes biogénicos y las costas fangosas y rocosas. Habida cuenta del creciente impacto en esas costas y de la falta de conjuntos de datos, es importante mejorar los protocolos científicos, el desarrollo de la capacidad y las bases de datos para vigilar de forma normalizada los indicadores de biodiversidad, funcionamiento de los ecosistemas y fuerzas motrices ambientales, a fin de utilizarlos en relación con los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas de todo el mundo. En la actualidad, muchos datos científicos se recogen de manera local utilizando diferentes protocolos, lo que impide cualquier análisis regional o mundial integrador.

Es necesario promover una ciencia interdisciplinaria que contribuya al avance conjunto de las ciencias naturales y las sociales, con el fin de generar datos científicos sobre la dimensión humana del medio ambiente (McKinley et al., 2020), sobre todo en lo que respecta a los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas. Teniendo en cuenta la variedad y las interconexiones de las disciplinas relacionadas con los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas, debido a su gran biodiversidad y sus muchos servicios ecosistémicos, en particular la presencia humana en las costas intermareales y todos los

servicios económicos y sanitarios conexos, es necesario integrar las ciencias naturales y las sociales para encontrar soluciones basadas en la naturaleza, la ingeniería azul, la resiliencia de los ecosistemas y el bienestar humano (McKinley et al., 2020; Stepanova et al., 2020). Es necesario recabar más información sobre los múltiples factores de estrés que afectan a esos hábitats, a fin de entender mejor el impacto de esas amenazas en ellos, ya sea como factores individuales o desde el punto de vista de la sinergia entre los factores de estrés. Al saber más sobre el efecto que ejercen los distintos factores de estrés, se podrán tomar mejores decisiones de base científica.

Es importante generar capacidad de desarrollo científico mediante la cooperación multisectorial, gracias a la cual las cuestiones científicas no solo se analizan en función de las lagunas científicas existentes, sino también en función de las carencias sociales, de gestión y económicas (Lubchenco et al., 2019; Urban et al., 2020). Las autoridades encargadas de tomar decisiones y formular políticas necesitan investigaciones sólidas para resolver problemas prácticos al gestionar los recursos y la biodiversidad. La planificación espacial marina es una cuestión clave y un gran ejemplo de cómo

pueden gestionarse los conflictos en la zona costera y los impactos en los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas partiendo de un planteamiento interdisciplinar y de múltiples interesados, en beneficio del desarrollo sostenible (Kidd et al., 2020). Asimismo, debemos tratar de entender la dimensión humana e integrarla en la investigación sobre los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas, además de promover la cultura oceánica para mejorar la comunicación y la concienciación (Santoro et al., 2017). Estos hábitats pueden utilizarse como buque insignia para promover el papel de la ciencia en la implementación de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, en particular el Objetivo 14. Al profundizar en el conocimiento científico sobre el modo de incorporar las dimensiones humana y natural a los estudios sobre los impactos y la conservación de los arrecifes biogénicos y las costas arenosas, fangosas y rocosas, se impulsará una ciencia que contribuya a unas mejores prácticas de ordenación costera, sobre la base de una alianza de múltiples interesados y comprendiendo la importancia de los océanos, los hábitats costeros y los distintos factores de estrés que soportan.

Bibliografía

- Aguilera, Moisés A., et al. (2019). Chapter 29 – Chile: environmental status and future perspectives. En *World Seas: An Environmental Evaluation*, ed. Charles Sheppard, págs. 673–702. Elsevier.
- Allenbach, Karin, et al. (2015). Black Sea beaches vulnerability to sea level rise. *Environmental Science & Policy*, vol. 46, págs. 95–109.
- Anton, Catalin, et al. (2017). An analysis of the coastal risks in the Romanian nearshore. *Mechanical Testing and Diagnosis*, vol. 7, No. 1, págs. 18–27.
- Barbier, Edward B., et al. (2008). Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *Science*, vol. 319, No. 5861, págs. 321–323.
- Barboza, Francisco Rafael, y Omar Defeo (2015). Global diversity patterns in sandy beach macrofauna: a biogeographic analysis. *Scientific Reports*, vol. 5, No. 1, págs. 1–9.
- Bertrand, Arnaud, et al. (2019). Cambio climático impacts, vulnerabilities and adaptations: Southwest Atlantic and Southeast Pacific marine fisheries. *Impacts of Climate Change on Pesca and Acuicultura*, p. 325.
- Biedenweg, Kelly, et al. (2016). A holistic framework for identifying human wellbeing indicators for marine policy. *Marine Policy*, vol. 64, págs. 31–37.

- Borja, Angel, et al. (2020). Moving Toward an Agenda on Ocean Health and Human Health in Europa. *Frontiers in Marine Science*, vol. 7, art. 37.
- Bunicontro, M. Paula, et al. (2015). The effect of coastal defense structures (mounds) on southeast coast of Buenos Aires province, Argentine. *Ocean & Coastal Management*, vol. 116, págs. 404–413.
- Castelle, Bruno, et al. (2018). Increased winter-mean wave height, variability, and periodicity in the Northeast Atlantic over 1949–2017. *Geophysical Research Letters*, vol. 45, No. 8, págs. 3586–3596.
- Cherkez, E.A., et al. (2020). Using of Landsat Space Images to Study the Dynamic of Coastline Changes in the Black Sea North-Western Part in 1983-2013. En *XIXth International Conference Geoinformatics: Theoretical and Applied Aspects* (11-14 May 2020), EAGE and AUAG, Kyiv, Ukraine.
- Cherkez, E.A., et al. (2006). Landslide protection of the historical heritage in Odessa (Ukraine). *Landslides*, vol. 3, No. 4, págs. 303–309.
- Dadalto, Maria Cristina, et al. (2019). Changes perceived by traditional fishing communities after a major dam disaster in Brazil. *International Journal of Environmental Studies*, 1–9.
- Defeo, Omar, et al. (2009). Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 81, No. 1, págs. 1–12.
- Drius, Mita, et al. (2019). Tackling challenges for Mediterranean sustainable coastal tourism: An ecosystem service perspective. *Science of the Total Environment*, vol. 652, págs. 1302–1317.
- Dubois, Stanislas, et al. (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, págs. 94–101.
- Elliott, Michael, et al. (2019). A synthesis: what is the future for coasts, estuaries, deltas and other transitional habitats in 2050 and beyond? En *Coasts and Estuaries*, págs. 1–28. Elsevier.
- Ellis, J.I., et al. (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. En *Final Scientific Report*, eds. J. Slobodnik et al. Comisión Europea y PNUD. 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, págs. 672–672. <https://doi.org/10.1126/science.366.6466.672>.
- Everard, Mark, et al. 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, págs. 476–487.
- Firth, Louise B., et al. (2016). Ocean sprawl: challenges and opportunities for biodiversity management in a changing world. En *Oceanography and Marine Biology*, págs. 201–278. CRC Press.
- Fleming, Lora E., et al. (2019). Fostering human health through ocean sustainability in the 21st century. *People and Nature*, vol. 1, No. 3, págs. 276–83. <https://doi.org/10.1002/pan3.10038>.
- Freiberg, E., et al. (2010). Some Peculiarities and Results of Explorations of Deformation Processes of The Rocks of Adzhalykskiy Firth Valley Slopes. En *ISRM International Symposium-6th Asian Rock Mechanics Symposium*. International Society for Rock Mechanics and Rock Engineering.
- _____ (2011). The Impact of Structural-Tectonic and Lithogenous Peculiarities of the Rock Mass on the Formation and Development of Geo-Deformation Processes. En *12th ISRM Congress*. International Society for Rock Mechanics and Rock Engineering.
- Garratt, Matthew J., et al. (2019). Mapping the consequences of artificial light at night for intertidal ecosystems. *Science of The Total Environment*, vol. 691, págs. 760–768.

- Gascon, Mireia, et al. (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, págs. 1207–1221.
- Gelcich, Stefan, et al. (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, et al. (2019). Southern Argentina: The Patagonian Continental Shelf. En *World Seas: An Environmental Evaluation*, págs. 783–811. Elsevier.
- Girão, Mariana, et al. (2019). Actinobacteria isolated from *Laminaria ochroleuca*: A source of new bioactive compounds. *Frontiers in Microbiology*, vol. 10, art. 683.
- Goryachkin, Yuri N. (2013). Ukraine. En *Coastal Erosion and Protection in Europa*, eds. Enzo Pranzini and Allan Williams, págs. 413–426. Londres: Routledge.
- Griffiths, Jennifer R., et al. (2017). The importance of benthic–pelagic coupling for marine ecosystem functioning in a changing world. *Global Change Biology*, vol. 23, No. 6, págs. 2179–96. <https://doi.org/10.1111/gcb.13642>.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2018). *Informe especial titulado Global Warming of 1.5°C (SR1.5)*.
- Hawkins, Stephen J., et al. (2019). *Interactions in the Marine Benthos*. vol. 87. Cambridge University Press.
- Henderson, C.J., et al. (2020). Landscape transformation alters functional diversity in coastal seascapes. *Ecography*, vol. 43, págs.138–148. <https://doi.org/10.1111/ecog.04504>.
- Herring, Stephanie C., et al. (2018). Explaining extreme events of 2016 from a climate perspective. *Bulletin of the American Meteorological Society*, vol. 99, No. 1, págs. S1–S157.
- Hoerterer, Christina, et al. (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., y K. Roy (2015). The future of evolutionary diversity in reef corals. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370, 20140010.
- Ivkić, Angelina, et al. (2019). The potential of large rafting objects to spread Lessepsian invaders: the case of a detached buoy. *Biological Invasions*, vol. 21, No. 6, págs. 1887–1893.
- Jarratt, David, y Nick J. Davies (2019). Planning for climate change impacts: coastal tourism destination resilience policies. *Turismo Planning & Development*, 1–18.
- Kermagoret, Charlène, et al. (2019). How does eutrophication impact bundles of ecosystem services in multiple coastal habitats using state-and-transition models. *Ocean & Coastal Management*, vol. 174, págs. 144–153.
- Kidd, Sue, et al. (2020). Marine spatial planning and sustainability: examining the roles of integration-scale, policies, stakeholders and knowledge. *Ocean & Coastal Management*, vol. 191, pág. 105182.
- Kim, Tae Won, et al. (2018). Effect of Mudflat Trampling on Activity of Intertidal Crabs. *Ocean Science Journal*, vol. 53, No. 1, págs. 101–6. <https://doi.org/10.1007/s12601-018-0004-4>.
- Kosyan, R. D., y 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, págs. A1–16. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2015.11.016>.
- Kovalova, N., et al. (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, págs. 191–198.
- Krelling, Allan Paul, y Alexander Turra (2019). Influence of oceanographic and meteorological events on the quantity and quality of detritos marinos along an estuarine gradient. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 139, págs. 282–98. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.12.049>.

- Kucuksezgin, Filiz, et al. (2019). Chapter 12 - The Coasts of Turkey. En *World Seas: An Environmental Evaluation* (Second Edition), ed. Charles Sheppard, págs. 307–32. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805068-2.00015-2>.
- Lana, Paulo da Cunha, et al. (2018). Benthic estuarine assemblages of the Southeastern Brazil Marine Ecoregion (sbme). En *Brazilian Estuaries: A Benthic Perspective*, eds. Paulo da Cunha Lana and Angelo Fraga Bernardino, págs. 117–75. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_5.
- Le Duff, M., et al. (2017). Coastal Erosion Monitoring on Ouvea Island (New Caledonia): Involving the Local Community in Climate Change Adaptation. En *Climate Change Adaptation in Pacific Countries*, págs. 255–268. Springer.
- Leite, Lucas G., et al. (2012). Abundance of biofilm on intertidal rocky shores: Can trampling by humans be a negative influence? *Marine Environmental Research*, vol. 79, págs. 111–115.
- Liu, Jinming, et al. (2018). Literature review of coral concrete. *Arabian Journal for Science and Engineering*, vol. 43, No. 4, págs. 1529–1541.
- Lu, Yonglong, et al. (2018). Major threats of pollution and climate change to global coastal ecosystems and enhanced management for sustainability. *Environmental Pollution*, vol. 239, págs. 670–80. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.04.016>.
- Lubchenco, Jane, et al. (2019). Connecting science to policymakers, managers, and citizens. *Oceanography*, vol. 32, No. 3, págs. 106–115.
- Luijendijk, Arjen, et al. (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, y L. Benedetti-Cecchi (2018). Trophic compensation stabilizes marine primary producers exposed to artificial light at night. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 606, págs. 1–5.
- Marcovecchio, Jorge E., et al. (2019). The Northern Argentine Sea. En *World Seas: An Environmental Evaluation*, ed. Charles Sheppard, págs. 759–781. Elsevier.
- Marselle, Melissa R., et al. (2019). Review of the Mental Health and Well-being Benefits of Biodiversity. En *Biodiversity and Health in the Face of Climate Change*, eds. Melissa R. Marselle et al., págs. 175–211. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-02318-8_9.
- Martinez, Aline S., et al. (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, pág. 110571.
- Massé Jodoin, Julien, y Frédéric Guichard (2019). Non-resource effects of foundation species on meta-ecosystem stability and function. *Oikos*, vol. 128, No. 11, págs. 1613–1632.
- Masselink, Gerd, et al. (2016). Extreme wave activity during 2013/2014 winter and morphological impacts along the Atlantic coast of Europa. *Geophysical Research Letters*, vol. 43, No. 5, págs. 2135–43. <https://doi.org/10.1002/2015GL067492>.
- Mazzuco, Ana Carolina de Azevedo, et al. (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, págs. 1705–1725.
- _____ (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, págs. 47–56.
- McKinley, E., et al. (2020). Marine social sciences: looking towards a sustainable future. *Environmental Science & Policy*.

- Medinets, S., y 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, págs. 1030–1036.
- Medinets, Sergiy (2014). The black sea nitrogen budget revision in accordance with recent atmospheric deposition study. *Turkish Journal of Pesca and Aquatic Sciences*, vol. 14, No. 5, págs. 981–992.
- Medinets, Sergiy, y Volodymyr Medinets (2012). Investigations of atmospheric wet and dry nutrient deposition to marine surface in western part of the Black Sea. *Turkish Journal of Pesca and Aquatic Sciences*, vol. 12, No. 5, págs. 497–505.
- Mendez, María M., et al. (2017). Effects of recreational activities on Patagonian rocky shores. *Marine Environmental Research*, vol. 130, págs. 213–220.
- Mentaschi, Lorenzo, et al. (2018). Global long-term observations of coastal erosion and accretion. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, págs. 1–11.
- Naciones Unidas (2017). *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Narayan, Siddharth, et al. (2016). The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences. *PloS One*, vol. 11, No. 5.
- Nicholls, R., et al. (2007). Coastal systems and low-lying areas. En *Clima Change 2007: Impacts, Adaptation, and Vulnerability*, eds. Martin Parry et al., págs. 315–357. Cambridge (Reino Unido): Cambridge University Press.
- Nitivattananon, Vilas, y 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, págs. 47–58.
- O’Gorman, Eoin J., et al. (2012). Multiple anthropogenic stressors and the structural properties of food webs. *Ecology*, vol. 93, No. 3, págs. 441–48. <https://doi.org/10.1890/11-0982.1>.
- Oelsner, Gretchen P., y 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, págs. 1225–1240.
- Osorio-Cano, Juan D., et al. (2019). Ecosystem management tools to study natural habitats as wave damping structures and coastal protection mechanisms. *Ecological Engineering*, vol. 130, págs. 282–295.
- Pardal-Souza, André Luiz, et al. (2017). Shading impacts by coastal infrastructure on biological communities from subtropical rocky shores. *Journal of Applied Ecology*, vol. 54, No. 3, págs. 826–835.
- Park, Hae-Ryung, et al. (2019). Transcriptomic response of primary human airway epithelial cells to flavoring chemicals in electronic cigarettes. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, págs. 1–11.
- Penalba, Markel, et al. (2018). Wave energy resource variation off the west coast of Irlanda and its impact on realistic wave energy converters’ power absorption. *Applied Energy*, vol. 224, págs. 205–219.
- Petrovic F. y F. Guichard (2008). Scales of *Mytilus* spp. population dynamics: importance of adult displacement and aggregation. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 356, págs. 203–14.
- Pinsky, Malin L., et al. (2019). Greater vulnerability to warming of marine versus terrestrial ectotherms. *Nature*, vol. 569, No. 7754, págs. 108–11. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1132-4>.
- Poloczanska, Elvira S., et al. (2013). Global imprint of climate change on marine life. *Nature Climate Change*, vol. 3, No. 10, págs. 919–25. <https://doi.org/10.1038/nclimate1958>.
- Qiang, Mengmeng, et al. (2019). Loss of tourism revenue induced by coastal environmental pollution: a length-of-stay perspective. *Journal of Sustainable Turismo*, vol. 28, No. 4, págs. 550–567.

- Queiroz, Hermano M., et al. (2018). The Samarco mine tailing disaster: a possible time-bomb for heavy metals contamination? *Science of the Total Environment*, vol. 637, págs. 498–506.
- Rahman, Serina (2017a). Johor's Forest City Faces Critical Challenges. *Tendencias 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., et al. (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., y G. Anfuso (2009). Assessment of coastal vulnerability in La Guajira Peninsula, Colombian Caribbean Sea. *Journal of Coastal Research*, págs. 792–796.
- Rilov, Gil et al. (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, et al. (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, et al. (2018). Environmental services of beaches and coastal sand dunes as a tool for their conservation. En *Beach Management Tools - Concepts, Methodologies and Case Studies*, eds. Camilo M. Botero, et al., págs. 75–100. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-58304-4_5.
- Sagar, Stephen, et al. (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, págs. 153–169.
- Santoro, Francesca et al. (2017). Ocean Literacy for All - A Toolkit.
- Sardain, Anthony, et al. (2019). Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050. *Nature Sustainability*, vol. 2, No. 4, págs. 274–282.
- Schlacher, Thomas A., y Luke Thompson (2012). Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean-exposed sandy shores. *Biological Conservation*, vol. 147, No. 1, págs. 123–132.
- Scrosati, Ricardo A., y 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, et al. (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., y Thomas Wernberg (2013). Extreme climatic event drives range contraction of a habitat-forming species. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 280, núm.1754, 9 págs. <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.2829>.
- Snigirov, Sergey, et al. (2012). The fish community in Zmiinyi Island waters: structure and determinants. *Marine Biodiversity*, vol. 42, No. 2, págs. 225–239.
- Soares, Marcelo de Oliveira, et al. (2020). Oil spill in South Atlantic (Brazil): Environmental and governmental disaster. *Marine Policy*, vol. 115, art. 103879.
- Stanchev, Hristo, et al. (2018). Analysis of shoreline changes and cliff retreat to support Marine Spatial Planning in Shabla Municipality, Northeast Bulgaria. *Ocean & Coastal Management*, vol. 156, págs. 127–40. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2017.06.011>.
- Stanchev, Hristo, et al. (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, págs. 719–28. <https://doi.org/10.1007/s11852-013-0271-2>.
- Stepanova, Olga, et al. (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, págs. 263–279.
- Stori, Fernanda Terra, et al. (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., et al. (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, págs. 426–41. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12961>.
- Tătui, Florin, et al. (2019). The Black Sea coastline erosion: index-based sensitivity assessment and management-related issues. *Ocean & Coastal Management*, vol. 182, art. 104949.
- Teixeira, I.G., et al. (2018). Response of phytoplankton to enhanced atmospheric and riverine nutrient inputs in a coastal upwelling embayment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 210, págs. 132–141.
- Underwood, Charlotte N., et al. (2017). Artificial light at night alters trophic interactions of intertidal invertebrates. *Journal of Animal Ecology*, vol. 86, No. 4, págs. 781–789.
- Urban, Edward R., et al. (2020). The importance of bottom-up approaches to international cooperation in ocean science. *Oceanography*, vol. 33, No. 1, págs. 11–15.
- Van Assche, Kristof, et al. (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, y Carlos M. Duarte (2011). Temperature effects on oxygen thresholds for hypoxia in marine benthic organisms. *Global Change Biology*, vol. 17, No. 5, págs. 1788–97. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02343.x>.
- Voorhies, Kristen J., et al. (2018). Longstanding signals of marine community structuring by winter storm wave-base. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 603, págs. 135–146.
- Vousdoukas, Michalis I., et al. (2020). Sandy coastlines under threat of erosion. *Nature Climate Change*, vol. 10, No. 3, págs. 260–63. <https://doi.org/10.1038/s41558-020-0697-0>.
- Wang, Aiguo, et al. (2018). The development of coral concretes and their upgrading technologies: a critical review. *Construction and Building Materials*, vol. 187, págs. 1004–1019.
- Whitney, Charlotte K., y 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, Malasia. PhD Thesis, Massachusetts Institute of Technology. <https://dspace.mit.edu/handle/1721.1/105036>.
- Xiu, Peng, et al. (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, et al. (2018). Coastal landscape planning for improving the value of ecosystem services in coastal areas: using system dynamics model. *Environmental Pollution*, vol. 242, págs. 2040–2050.
- Zhai, Tianlin, et al. (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.

Capítulo 7C

Atolones y lagunas insulares

Contribuidores: Colin D. Woodroffe (coordinador), Karen Evans (responsable del subcapítulo), David Obura, Fernanda de Oliveira Lana y Arthur P. Webb.

Ideas clave

- La salud de los atolones y las lagunas insulares y la sostenibilidad de las comunidades que dependen de ellos para su sustento se ven amenazadas por muchas limitaciones y factores de estrés ambientales, a menudo exacerbados por las acciones humanas.
- Las islas situadas en atolones y otros arrecifes de coral tienen muy poca altitud y son muy vulnerables a los efectos del cambio climático, en particular a la subida del nivel del mar; es probable que cada isla responda de manera diferente.
- El cambio climático amenaza los ecosistemas de los arrecifes de coral, lo cual repercute en la habitabilidad de las islas. De especial importancia son: la decoloración del coral; la erosión y la inundación de las islas; la disolución de los carbonatos; y los efectos de fenómenos extremos como las tormentas tropicales.
- Los atolones urbanos desarrollados dependen cada vez más de soluciones de ingeniería que deben integrar opciones “duras” y “verdes” o “azules” para evitar impactos imprevistos, mientras que las comunidades insulares rurales menos pobladas dependen de la salud, la productividad y el funcionamiento de los ecosistemas marinos y costeros circundantes.

1. Introducción

Los atolones y los arrecifes de coral tropicales de baja altitud, con sus correspondientes sistemas de lagunas, son formaciones jóvenes desde un punto de vista geológico, surgidas durante los últimos milenios. Su formación y su preservación se ven condicionadas por el nivel del mar, la producción biológica de sedimentos de carbonato cálcico y los fenómenos oceánicos y atmosféricos que remodelan, transportan y vuelven a depositar esos sedimentos. Las islas están desperdigadas, y a menudo muy aisladas, en los mares donde se forman arrecifes. Tienen en común su baja altitud, su pequeña superficie y el hecho de estar expuestas a las condiciones marinas circundantes. Ofrecen escasas posibilidades agronómicas y recursos limitados de agua dulce subterránea a las comunidades de subsistencia que viven en ellas y que dependen de manera inextricable de los arrecifes circundantes para su seguridad alimentaria cotidiana. Los ecosistemas marinos y costeros asociados, incluidos las praderas submarinas, los manglares y la vegetación terrestre, también son importantes para la estabilidad y los servicios agroecológicos de los que dependen las comunidades locales.

Las islas y las lagunas de los atolones no se evaluaron de manera específica en la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017b), aunque en su capítulo 7 (Naciones Unidas, 2017a) se describió la producción de carbonato y su contribución a los sedimentos costeros, y los atolones se mencionaron en otros capítulos. En la presente Evaluación, el capítulo 7D, sobre los arrecifes de coral tropicales y subtropicales, está muy relacionada con la cuestión, y se ofrece material complementario en el capítulo 7G, sobre las praderas submarinas.

En un análisis reciente se llegó a la conclusión de que, en todo el mundo, existían 439 formaciones que podían considerarse atolones (Goldberg, 2016). Hay 268 atolones con islas de arrecife vinculadas a ellos, pero en el presente capítulo se tratan también los cayos de arena y las isletas coralinas de otros arrecifes de coral que se comportan de manera similar a las islas que se forman en los bordes de los atolones. Los atolones son más numerosos en el océano Pacífico (el 84 % de los atolones se encuentran en el Pacífico, en particular en el mar de China meridional, Filipinas y los archipiélagos de Indonesia); aproximadamente el

13 % se encuentran en el océano Índico y menos del 3 %, en el Caribe (Goldberg, 2016). La Polinesia Francesa alberga 83 atolones (casi el 20 % del total mundial). Tabiteuea, un sistema de atolón único, tiene unas 50 islas con nombre a lo largo de su borde oriental. El atolón de las Rocas es el único atolón del Atlántico meridional y es una unidad de conservación brasileña plenamente protegida (Pereira et al., 2010; Soares et al., 2011). Los archipiélagos de Maldivas y Lakshadweep contienen la mayoría de las formaciones de atolones del océano Índico, ya que en otros casos solo se trata de atolones aislados (por ejemplo, Aldabra y Gloriosas).

La formación de los atolones y de las islas vinculadas a ellos fue explicada por primera vez por Charles Darwin (Darwin, 1874). A partir de una isla volcánica que emerge y posteriormente se hunde, en última instancia bajo el nivel del mar, crece un borde de arrecife de carbonato creado por corales y organismos conexos, del que finalmente solo queda un borde de arrecife de atolón con una laguna central. Las islas de los arrecifes pueden formarse en las zonas donde el borde del atolón no queda cubierto por las mareas más altas y las condiciones son propicias. Están enteramente compuestas de restos óseos calcáreos de organismos del arrecife, en particular trozos de coral en forma de fragmentos grandes, cantos, guijarros y arena, y otros organismos como foraminíferos,

moluscos y algas coralinas. La expansión y persistencia de las islas depende de la producción continua de sedimentos del arrecife, para contrarrestar la erosión constante de las olas, las corrientes y el viento.

Las islas de los arrecifes parecen haberse formado en muchos atolones como consecuencia de una ligera bajada del nivel del mar, desde una altura superior a la de la plataforma continental a mediados del Holoceno, la cual permitió que se acumularan sedimentos de los arrecifes. Las islas de arrecife habitadas suelen caracterizarse por ser más grandes, tener zonas interiores en las que se han desarrollado suelos y vegetación más complejos y contar con recursos más fiables de agua dulce subterránea. La colonización humana puede haber ocurrido poco después de que se formaran las islas (Nunn, 2016; Allen et al., 2016); el uso intensivo de estos complejos ecosistemas por el ser humano conduce a su degradación. Los atolones sin islas o con islas inhabitables tienen un valor ecológico considerable y constituyen los hábitats de arrecife de coral más saludables, menos perturbados y más resilientes (Riegl et al., 2012; Donner y Carilli, 2019). El declive de la salud o la productividad de los arrecifes supone un peligro para la persistencia de estos ecosistemas y de las comunidades que dependen de ellos.

2. Cambios documentados en el estado de los atolones y lagunas insulares

2.1. Descripción de cambios ambientales ocurridos entre 2010 y 2020

Erosión de las islas. La erosión del litoral de las islas se ha atribuido a menudo a la subida del nivel del mar, aunque resulta difícil encontrar un vínculo entre la erosión y dicha subida. Los estudios ponen de manifiesto la variabilidad de la respuesta en el entorno de las islas individuales y en atolones enteros (Ford y Kench, 2015), y las fluctuaciones a corto plazo a menudo en-

mascan cualquier signo genuino a largo plazo (Mann et al., 2016); Ryan et al., 2016; Nunn et al., 2017, 2019). En las Islas Salomón, varias islas han desaparecido, pero el desplazamiento de otras en respuesta a la actividad de las olas indica que no se trata simplemente de un hundimiento debido a la subida del nivel del mar (Albert et al., 2016, 2017). Se han registrado variaciones en la posición del litoral en muchas islas del océano Índico (Hamyton y East, 2012; Purkis et al., 2016; Testut et al., 2016) y muchas han crecido y parece probable que sigan creciendo en el futuro (Beetham et al., 2017). En el

océano Pacífico, se observaron cambios relativamente poco significativos en los atolones de Tuamotu, donde el nivel del mar parece haber tenido relativamente poca influencia, en comparación con la ejercida por el régimen climático, el suministro de sedimentos y los efectos antropógenos en la estabilidad de la costa (Le Cozannet et al., 2013; Duvat y Pillet, 2017). En Tuvalu ha aumentado la superficie de las islas de arrecife del atolón de Funafuti, en parte como consecuencia de los ciclones tropicales (Kench et al., 2015; McLean y Kench, 2015), y los cambios ocurridos en el litoral de las 101 islas de Tuvalu indican un aumento de la superficie terrestre en 8 de los 9 atolones, a lo largo de los últimos cuatro decenios (Kench et al., 2018). Sin embargo, los recientes impactos en la costa tras el paso del ciclón tropical Pam en marzo de 2015 han causado una importante recesión en el litoral de algunas islas de Tuvalu, lo que pone de relieve la importante variabilidad de los efectos de las perturbaciones tropicales en las islas. Un análisis de los datos existentes, que abarcaban 30 atolones de los océanos Pacífico e Índico, incluidas 709 islas, reveló que ningún atolón perdió superficie terrestre total y que el 88,6 % de las islas que formaban parte de ellos permanecieron estables o experimentaron un aumento de la superficie, mientras que solo el 11,4 % se redujo (Duvat, 2018).

Inundación de las islas de los arrecifes. Se ha prestado mucha menos atención a las inundaciones, en particular a las que causan problemas, que son vez más frecuentes (Ford et al., 2018). Un modelo digital de elevación de la topografía de los atolones desarrollado para el atolón de Majuro, utilizando fotografías obtenidas por drones, permitió examinar en detalle los errores que se pueden cometer al mapear la vulnerabilidad del atolón a futuras inundaciones (Gesch et al., 2020).

Alteración del oleaje. Las condiciones de las olas pueden cambiar a medida que suba el nivel del mar (Esteban et al., 2018; Costa et al., 2019). Se prevé una mayor exposición a las olas en muchas islas de arrecife (Storlazzi et al., 2015), y de un análisis reciente se deduce que la mayoría de los atolones podrían volver-

se inhabitables de aquí a la década de 2050 (Storlazzi et al., 2018). Es probable que las islas de los arrecifes se vuelvan más estrechas y largas, y que se incrementen tanto la línea de máximo avance como las inundaciones tierra adentro (Shope et al., 2016, 2017). Los impactos pueden variar en función de las dimensiones de los arrecifes adyacentes y las pautas del transporte de sedimentos a lo largo de la costa (Quataert et al., 2015; Shope y Storlazzi, 2019), y puede producirse una salinización de las aguas subterráneas (Oberle et al., 2017).

Degradación de los arrecifes. Se calcula que los arrecifes de coral cubren el 0,5 % de los océanos, lo que equivale a unos 1.500.000 km² (Leão et al., 2008). También se calcula que más del 30 % de los arrecifes ya está gravemente dañado y que aproximadamente el 60 % de las zonas de arrecifes se degradará por completo en los próximos decenios como consecuencia de las acciones humanas, especialmente la sobrepesca, la contaminación marina y el cambio climático mundial (Gherardi y Bosence, 2005; Pereira et al., 2010). El calentamiento de las aguas superficiales tropicales está causando una decoloración generalizada y más frecuente de los corales de todo el mundo (Eakin et al., 2019), hecho que se examina en el capítulo 7D. La decoloración recurrente devastó grandes zonas de la Gran Barrera de Coral en 2016 y 2017 (Hughes et al., 2017, 2018a). El período comprendido entre 2014 y 2017 se caracterizó por una sucesión sin precedentes de años más calurosos que nunca, lo cual coincidió con el fenómeno mundial de decoloración de coral más grave, generalizado y persistente que se haya registrado jamás (Eakin et al., 2019). Por todo el trópico, se ha detectado una decoloración de los arrecifes de los atolones (Marshall et al., 2017; Head et al., 2019).

Contaminación de las lagunas. El uso intensivo de los ecosistemas de las lagunas hace que se contamine el agua y se degraden los ecosistemas. En estudios realizados en Tuvalu, se ha constatado que las aguas residuales domésticas son la principal fuente de contaminación y se ha visto que existe contaminación de los sedimentos por metales pesados (Fujita et al., 2013, 2014).

Consecuencias ecológicas. Los atolones remotos deshabitados o escasamente habitados pueden ser lugares de valor ecológico único. El cambio climático y las presiones causadas por la subida del nivel del mar ponen en riesgo la supervivencia y la singular ecología de estas islas, y a especies que pueden estar amenazadas o en peligro. (Gillespie et al., 2008). Por ejemplo, en las remotas y en su mayoría deshabitadas islas Fénix, el ciclo de mortalidad y recuperación de los corales tras olas de calor cada vez más fuertes puede llegar a truncarse, a pesar de las medidas tomadas (Rotjan et al., 2014). Los ciclones pueden tener efectos devastadores en los hábitats críticos de las islas pequeñas, lo cual supone un problema fundamental para las especies vulnerables a largo plazo (Huang et al., 2017). Las amenazas climáticas también pueden intensificar las presiones locales sobre las islas que están más expuestas a la presión humana, como sucede en el caso de las especies invasoras que encuentran una menor resistencia en los sistemas insulares afectados por el cambio climático (Russell et al., 2017) y en el de la propagación de enfermedades como la enfermedad de pérdida de tejido en corales pétreos en el Caribe (Aeby et al., 2019).

2.2. Factores relacionados con los cambios: fuerzas motrices, presiones, impactos y respuestas

Las interacciones entre las islas y las corrientes dominantes y los regímenes de olas que las afectan, junto con las características geomorfológicas de hundimiento o levantamiento, imponen controles generales sobre la morfología y el cambio de las islas. Los estudios de modelización del atolón de las Rocas indican que el aumento de la acción de las olas debido a la refracción posterior a una ligera subida del nivel del mar puede explicar cambios planimétricos y volumétricos en las islas de los arrecifes (Costa et al., 2017, 2019).

Los arrecifes de coral de los mares cálidos poco profundos crecen verticalmente y, en algunas circunstancias, la velocidad de crecimiento puede ser superior al actual ritmo de

subida del nivel del mar (Perry et al., 2015a, 2015b). Sin embargo, la bajada gradual del nivel del mar en los últimos 2.000 años ha hecho que se detenga el crecimiento de los corales de las plataformas de arrecife indopacíficas (Harris et al., 2015). Las islas individuales estarán sujetas al patrón de cambio del nivel relativo del mar en cada lugar, con ligeras variaciones debidas a factores oceanográficos y geofísicos (Pfeffer et al., 2017). Ahora es posible hacer reconstrucciones climáticas y ambientales marinas a lo largo de distintas escalas temporales, a partir de grandes formaciones de coral muy antiguas que contienen archivos geoquímicos retrospectivos (Dassié y Linsley, 2015; Evangelista et al., 2018).

La cuantificación de la velocidad de producción de carbonato, junto con los cálculos relativos a la erosión y la eliminación de sedimentos, proporciona información sobre el balance de sedimentos de los arrecifes (Perry et al., 2016, 2017a; Hamylton et al., 2016; Morgan y Kench, 2017). La producción de sedimentos contribuye al relleno gradual de las lagunas. Por ejemplo, los peces loro que buscan alimento en los arrecifes contribuyen a la formación de sedimentos finos (Perry et al., 2015b; Yarlett et al., 2018), que cerca de las costas continentales se ven complementados por sedimentos terrígenos (Perry et al., 2017b). En el caso de las islas de los arrecifes, rara vez se ha calculado el balance de sedimentos; este depende de la producción biogénica de una serie de organismos del arrecife (Morgan y Kench, 2016). Las islas de los arrecifes pueden encontrarse en diferentes etapas de desarrollo, a saber, nucleación, crecimiento, situación estable, decadencia, relictos o en peligro (Garcin et al., 2016). Las pequeñas islas de arena compuestas por fragmentos de coral recién depositados carecen de suelo y tienen menos capacidad para proporcionar medios de subsistencia a los seres humanos que las islas más antiguas y consolidadas (Connell, 2015).

Las islas de los arrecifes son sistemas frágiles propensos a la devastación por fenómenos climáticos extremos, en particular tormentas tropicales. En 2017, los huracanes María e Irma causaron grandes daños y muchas bajas en numerosas islas del Caribe y, en 2018, el ciclón

tropical Gita azotó las islas de Eua y Tongatapu, situadas en el Pacífico, y afectó al 80 % de la población de Tonga y destruyó edificios, cultivos e infraestructura (Magnan et al., 2019). En el océano Índico occidental, el ciclón Idai fue uno de los ciclones más fuertes que se han registrado en la región y causó la segunda cifra más alta de muertes. Los impactos morfológicos de estos fenómenos de alta energía persisten durante años en las islas de los arrecifes (Jeanson et al., 2014; Kayanne et al., 2016). La proporción de ciclones de alta intensidad ha aumentado desde 1975, hecho que se atribuye al calentamiento (Holland and Bruyere, 2014) y se espera que continúe en el futuro (Walsh et al., 2016). Si a ello se añade el crecimiento de la población y de la infraestructura de las islas, lo cual conlleva una mayor exposición, los efectos graves de los ciclones en las islas sin duda irán a más. Las islas también son vulnerables a mareas inusualmente altas y a niveles de agua

elevados debidos a olas formadas por el viento en puntos lejanos, como ocurrió en 1987 en Maldivas (Wadey et al., 2017) y en varias islas del Pacífico en diciembre de 2008 (Hoeke et al., 2013, Smithers y Hoeke, 2014).

Los cambios geoquímicos en el océano, en particular la acidificación oceánica, pueden hacer que se disuelvan los sedimentos de las lagunas y disminuya la cantidad de arena disponible para que se rellenen las islas de los arrecifes, lo cual reduciría la capacidad de los arrecifes para mantenerse a la altura del nivel del mar si este sube (Perry et al., 2018). Estudios recientes han puesto de manifiesto que existe una correlación negativa entre la disolución de los sedimentos de los arrecifes y el grado de saturación de aragonito del agua de mar, y que la acidificación del océano afecta diez veces más a la disolución de los sedimentos que a la calcificación del coral (Cyronak y Eyre, 2016; Eyre et al., 2018).

3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano

Las comunidades que viven en las islas de los arrecifes se enfrentan a muchas presiones y las consecuencias de todos estos factores de estrés siguen siendo muy inciertas. A pesar de la percepción generalizada de que existe una susceptibilidad a los diversos efectos del cambio climático, hay pocas pruebas de que este sea el responsable directo. Muchos de los problemas a los que se enfrentan las pequeñas islas de arrecife son consecuencia de otras presiones anteriores (Birk, 2014; Duvat et al., 2017), en particular de los factores antropógenos que han exacerbado su vulnerabilidad (Connell, 2015; McCubbin et al., 2015).

En su reciente informe especial titulado *The Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) examina las consecuencias del cambio climático para las islas de baja altitud (Oppenheimer et al., 2019). Se distingue entre las islas de atolón urbanas y las numerosas islas periféricas más pequeñas, entre ellas islas (o grupos de islas) con capitales como Fongafale (Tuvalu), Tarawa del

Sur (Kiribati) y Malé (Maldivas). El futuro de las islas de atolón urbanas es importante porque en ellas se concentran poblaciones humanas (unas 3.200 personas por km² en el sur de Tarawa; unas 65.700 personas por km² en Malé), actividades económicas e infraestructuras críticas (aeropuertos, puertos) en zonas de baja altitud que están expuestas a las inundaciones marinas y la erosión costera. Las islas populosas dependen más de los alimentos importados que de los cultivos locales (McCubbin et al., 2017). También hay una gran dependencia de la protección que brindan las obras de ingeniería dura. En algunos casos, se está considerando la posibilidad de trasladar personas e infraestructuras críticas a otra isla (Oppenheimer et al., 2019). Sin embargo, hay muchos obstáculos a la migración (Birk y Rasmussen, 2014), entre ellos la falta de voluntad de desplazarse (Jamero et al., 2017, 2019).

Es posible recurrir a diversas opciones de ingeniería dura y blanda para proteger el litoral de las islas vulnerables (Wong, 2018), muchas de las cuales pueden considerarse respuestas

adaptativas. Las sólidas defensas que protegen Malé han resultado ser útiles para evitar daños de más alcance. Sin embargo, las defensas costeras de ingeniería dura pueden no adaptarse bien y tener un grave impacto en los procesos naturales del litoral y los ecosistemas, con efectos negativos a largo plazo que pueden eclipsar los beneficios anteriores (Donner y Webber, 2014; David et al., 2019). El costo de las obras de ingeniería dura ha despertado el interés por medidas “blandas” de resiliencia inspiradas en los ecosistemas (Naylor, 2015). Con la experiencia acumulada en materia de erosión costera y fenómenos extremos, desde 2004 y el tsunami del océano Índico, el valor de los ecosistemas vinculados a los arrecifes y la vegetación costera naturales resulta cada vez más evidente y está conduciendo a principios de diseño que aprovechan las estructuras naturales y artificiales para reducir la vulnerabilidad de las costas.

Los habitantes de los atolones no señalan el cambio climático como su principal preocupación. Por ejemplo, más del 50 % de los maldivos interrogados perciben la futura subida del nivel del mar como un grave problema nacional, pero muchos otros factores culturales, religiosos, económicos y sociales también influyen de manera importante en la decisión de migrar o no (Stojanov et al., 2017). Del mismo modo, la mayoría de los residentes de Tuvalu no prevén emigrar (Mortreux y Barnett, 2009). En Kiribati, el “paradigma de la nación que se hunde” ha politizado la adopción de decisiones —y la “adaptación” se ha convertido en una metáfora del desarrollo económico (Mallin, 2018)— y la oposición de las ciencias sociales está ponien-

do en tela de juicio las ideas relativas a la emigración de los isleños (Barnett, 2017; Kelman, 2018; Yamamoto y Esteban, 2017). Las evaluaciones de tipo general restan importancia a las variaciones en la experiencia de la comunidad y a los conocimientos locales sobre el cambio ambiental (León et al., 2015; Owen et al., 2016). La reticencia a trasladarse desde las islas de baja altitud puede deberse a las fuertes tradiciones culturales y, en algunas de estas islas, los habitantes han optado por estrategias de adaptación in situ como la construcción de casas elevadas sobre pilotes en respuesta a las inundaciones, en lugar de emigrar al continente (Jamero et al., 2017). Estas opciones se consideran preferibles aun cuando parezca probable que, en esas circunstancias, los medios de subsistencia no se podrán mantener a largo plazo (Duce et al., 2010; McNamara et al., 2017).

Se suele llegar a la conclusión de que la subida del nivel del mar es la explicación principal de los cambios ambientales perjudiciales, inusuales o sin precedentes en las islas pequeñas, cuando en realidad son otros factores los que impulsan ese cambio. En la mayoría de las islas del Pacífico, es más probable que los cambios ambientales actuales sean respuestas a las tensiones locales, en particular los ciclones, la construcción de diques, la contaminación, la sobrepesca, la degradación del hábitat y la extracción de arena. Se ha señalado que las islas pequeñas ofrecen enclaves en los que la retórica sobre el cambio climático mundial se puede volver tangible y visible, y atribuirse a orígenes distantes (Connell, 2015).

4. Principales cambios y consecuencias regionales

Aunque la mayoría de los atolones se encuentran en el océano Pacífico, con varios archipiélagos en el océano Índico y muy pocos en el océano Atlántico (Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES), 2018), no se observaron grandes diferencias en función de la cuenca oceánica en un

estudio reciente sobre los cambios de tamaño de las islas de los atolones (Duvat, 2018). En el estudio se indicó que las islas de Maldivas parecían más afectadas por la erosión que las islas del Pacífico, ya que se observaba una disminución del 23,3 % en las primeras, frente al 7,5 % de las segundas. Lo más notable es que el estudio encontró una alta variabilidad den-

tro de cada atolón y archipiélago, y entre unos y otros. Se han observado diferencias entre las islas de atolón urbanas y las rurales periféricas, tanto en sus tendencias demográficas como en su respuesta al cambio climático, la subida del nivel del mar y otras amenazas. La

variabilidad entre unas islas y otras indica que se debe prestar atención al contexto específico de cada uno de los archipiélagos, atolones e islas para comprender el cambio y sus consecuencias, que parecen enmascarar los patrones regionales.

5. Perspectivas

Los atolones y las lagunas insulares siguen siendo vulnerables a diversos peligros ambientales, pero son las sinergias e interacciones entre esos peligros, la manera específica en que se materializan en un entorno geográfico y geomorfológico local y las interacciones con factores sociales y económicos las que pueden determinar las perspectivas de las islas (Duvat y Magnan, 2019b). Debido a su pequeño tamaño y su vulnerabilidad, el cambio climático puede afectar a las islas al incrementarse la magnitud de las oscilaciones de los principales sistemas climáticos, como la oscilación causada por el fenómeno de El Niño, tal como se observa en eventos más intensos y largos de estrés térmico y decoloración del coral ocurridos en todos los sistemas de islas de arrecife de coral del mundo (Eakin et al., 2019; Hughes et al., 2018b).

Entre las principales presiones locales y del cambio climático se encuentran:

- a) El calentamiento de las temperaturas oceánicas, que favorece la decoloración del coral;
- b) La subida del nivel del mar, que amenaza con hundir las islas y quizás incrementar la erosión, y puede intensificar los procesos relacionados con las olas en todos los arrecifes;
- c) La acidificación del océano, que puede debilitar los esqueletos calcáreos y es probable que reduzca los sedimentos de las lagunas y las islas de los arrecifes a causa de la variación de la alcalinidad;
- d) Las tormentas y los fenómenos inusuales relacionados con las olas, que desempeñan una función importante en el transporte de sedimentos, ya que cualquier aumento en

la frecuencia o intensidad de las tormentas puede repercutir en los arrecifes y las islas de los arrecifes;

- e) La sobrepesca y la mala gestión de los recursos naturales, en particular los que desempeñan una función crucial en la estructura de las islas y los hábitats, como los arrecifes de coral y los manglares;
- f) La demografía y la densidad de la población humana, y su influencia en la contaminación y el impacto en los sistemas insulares locales, y en la exposición y la vulnerabilidad de las personas y la infraestructura a las amenazas ambientales y climáticas.

Duvat y Magnan (2019a) indican cinco vías fundamentales de adaptación para hacer frente a estos problemas interconectados en las islas de los atolones, a saber: centrarse en la resiliencia de los ecosistemas; minimizar el riesgo de inadaptación; facilitar la reubicación interna; garantizar una protección adecuada del litoral con respecto a la elevación del terreno; y examinar y respaldar la migración internacional permanente.

Las perspectivas de las islas dependen en gran medida de las dimensiones de las políticas, tanto a nivel nacional entre los distintos Estados insulares y otros países, como a nivel mundial a través de las Naciones Unidas y otros foros. Lo primero es fundamental para determinar las opciones futuras específicas de las islas, ya se trate de inversiones en infraestructuras de adaptación (p. ej., para aumentar la resiliencia a la subida del nivel del mar) o de medidas de reubicación.

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos

No se sabe lo suficiente sobre la respuesta de los arrecifes, los hábitats de las lagunas y las islas de los arrecifes a la combinación de amenazas locales y mundiales a que se enfrentan ahora. Se dispone de poca información sobre el modo en que los procesos de los arrecifes responderán a los cambios en los factores climáticos, tanto individuales como combinados, a medida que se produzcan dichos cambios. Se observa una variabilidad geográfica en la inundación y la erosión del litoral, pero no se conocen bien las causas de esas pautas espaciales, lo que en gran medida impide prever qué sucederá en determinados lugares. Los estudios observacionales de los cambios del litoral en los últimos decenios se están viendo reforzados por el intento de modelizar la forma en que pueden responder las islas de los arrecifes. Los intentos recientes de modelización abarcan experimentos con grandes tanques de olas (Tuck et al., 2018, 2019; Masselink et al., 2019, 2020), así como modelos de respuesta hidrodinámica y costera (Costa et al., 2019; Ortiz y Ashton, 2019; Shope y Storlazzi, 2019). La vulnerabilidad de las pequeñas islas compuestas de arena bioclástica calcárea y guijarros que se forman en los bordes de los atolones o en otros entornos de arrecifes y lagunas puede examinarse con mayor detalle utilizando tecnologías de teledetección modernas y complejas para vigilar el litoral de las islas de los arrecifes, en particular mediante imágenes satelitales de alta resolución, sistemas aerotransportados de detección y localización por ondas luminosas e imágenes obtenidas por drones (Casella et al., 2016); Lowe et al., 2019; Gesch et al., 2020).

Aunque la mayoría de los atolones no experimentan una erosión total neta, su viabilidad física corre cada vez más peligro. Los atolones, las islas de arrecife que los rodean y las lagunas de su interior son el producto de organismos calcificadores que contribuyen a los

balances de sedimentos que determinan la trayectoria de las distintas islas. No se sabe lo suficiente sobre la productividad de los principales organismos que contribuyen a los sedimentos bioclásticos, la descomposición y el transporte de la arena y la grava derivadas, y la disolución y eliminación de ese material.

Otro aspecto que requiere una investigación más detallada es el destino de la lente de agua subterránea que se encuentra bajo las islas pequeñas, y de la cual dependen las poblaciones, ya que parece probable que se contraiga si las costas se erosionan o las olas superan la altura de las islas (Terry y Chui, 2012; Gulley et al., 2016; Bailey et al., 2016; Deng y Bailey, 2017; Ford et al., 2018). La resiliencia de la lente de agua dulce subterránea a la variación de los factores naturales y demográficos, en particular en épocas de sequía, no se ha empezado a estudiar activamente hasta hace poco (Werner et al., 2017; Oberle et al., 2017) y requiere un examen más detallado, sobre todo porque parece depender de las adaptaciones morfológicas de las islas, que aún no se conocen del todo.

Desde una perspectiva socioecológica, es importante el modo en que las comunidades y naciones insulares se adaptarán a las respuestas de los sistemas insulares a los riesgos mencionados e influirán en ellas (Duvat y Magnan, 2019b). El Gobierno, los ciudadanos, las instituciones comunitarias, los asociados extranjeros en materia de ayuda e inversión y los agentes no gubernamentales influyen en el modo en que las islas responderán a los retos futuros y en la previsión y mitigación de las crisis. Los Objetivos de Desarrollo Sostenible¹ proporcionan un marco, tanto para la política nacional e internacional como para la planificación y la acción integradas que se necesitarán en diferentes ámbitos (Obura, 2020).

¹ Véase resolución de la Asamblea General 70/1.

7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

Es evidente que en las comunidades de las islas pequeñas falta personal suficientemente capacitado y dotado de recursos para vigilar los cambios locales, llevar a cabo investigaciones y evaluaciones específicas de cada lugar y ejecutar programas de adaptación y de otro tipo, a pesar de los esfuerzos de los organismos internacionales por crear capacidad en los pequeños países insulares. Se necesitarán conocimientos específicos para hacer frente a los muchos problemas emergentes y amenazas mencionados anteriormente. La capacidad de adaptación de las pequeñas comunidades

insulares parece limitada y muchas de ellas dependen excesivamente de la ayuda internacional para patrocinar proyectos importantes. Los marcos mundiales, como los Objetivos de Desarrollo Sostenible, las Modalidades de Acción Acelerada para los Pequeños Estados Insulares en Desarrollo (Trayectoria de Samoa)² y el Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible (2021-2030),³ ofrecen múltiples oportunidades para detectar las necesidades fundamentales y satisfacerlas canalizando recursos destinados a la creación de capacidad.

Bibliografía

- Aeby, Greta, et al. (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 et al. (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>.
- _____ (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., et al. (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., et al. (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, et al. (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.

² Resolución de la Asamblea General 69/15, anexo.

³ Véase resolución de la Asamblea General 72/73.

- Casella, Elisa, et al. (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., et al. (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.
- _____ (2019). Wave refraction and reef island stability under rising sea level. *Global and Planetary Change*, vol. 172, pp. 256–267.
- 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 $\delta^{18}O$ -based paleoclimate applications. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, vol. 440, pp. 274–282.
- David, Gabriel, et al. (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., et al. (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 Klöck, C. and Fink, M. (eds.). *Dealing with climate change on small islands: Towards effective and sustainable adaptation?* (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, et al. (2019). The 2014–2017 global-scale coral bleaching event: insights and impacts. *Coral Reefs*, vol. 38, No. 4, pp. 539–545.
- Esteban, Miguel, et al. (2018). Adaptation to sea level rise on low coral islands: lessons from recent events. *Ocean & Coastal Management*, vol. 168, pp. 35–40.
- Evangelista, H., et al. (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., et al. (2018). Coral reefs will transition to net dissolving before end of century. *Science*, vol. 359, No. 6378, pp. 908–911.

- Ford, Murray R., et al. (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, et al. (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.
- _____ (2014). Heavy metal contamination of coastal lagoon sediments: Fongafale Islet, Funafuti Atoll, Tuvalu. *Chemosphere*, vol. 95, pp. 628–634.
- Garcin, Manuel, et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2013). Widespread inundation of Pacific islands triggered by distant-Fuente 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., et al. (2017). Sooty tern (*Onychoprion fuscatus*) survival, oil spills, shrimp fisheries, and hurricanes. *PeerJ*, vol. 5, e3287.
- Hughes, Terry P., et al. (2017). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, vol. 543, No. 7645, pp. 373–377.
- _____ (2018a). Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, vol. 556, No. 7702, pp. 492–496.
- _____ (2018b). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, vol. 359, No. 6371, pp. 80–83.
- Jamero, Laurice, et al. (2017). Small island communities in the Filipinas prefer local measures to relocation in response to sea level rise. *Nature Climate Change*, vol. 7, pp. 581–586

- _____ (2019). In-situ adaptation against climate change can enable relocation of impoverished small islands. *Marine Policy*, vol. 108, art. 103614,
- Jeanson, Matthieu, et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2019). Assessing Reef-Island Shoreline Change Using UAV-Derived Orthomosaics and Digital Surface Models. *Drones*, vol. 3, No. 2, p. 44.
- Magnan, A.K., et al. (2019). Cross-Capítulo Recuadro 9: Integrative cross-Capítulo 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, et al. (2016). A geomorphic interpretation of shoreline change rates on reef islands. *Journal of Coastal Research*, vol. 32, No. 3, pp. 500–507.
- Marshall, Paul, et al. (2017). *Maldives Coral Bleaching Response Plan*. Marine Research Centre.
- Masselink, Gerd, et al. (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, et al. (2020). Coral reef islands can accrete vertically in response to sea level rise. *Science Advances*, vol. 6, No. 24, eaay3656.
- McCubbin, Sandra G., et al. (2017). Social-ecological change and implications for food security in Funafuti, Tuvalu. *Ecology and Society*, vol. 22, No. 1.
- McCubbin, Sandra, et al. (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., et al. (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). Cambio climático, migration and adaptation in Funafuti, Tuvalu. *Global Environmental Change*, vol. 19, No. 1, pp. 105–112.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 7: Producción de carbonato de calcio y contribución a los sedimentos costeros. En *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 7: Producción de carbonato de calcio y contribución a los sedimentos costeros. En *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- 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., et al. (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.
- _____ (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., et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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.
- _____ (2015b). Remote coral reefs can sustain high growth potential and may match future sea level trends. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 18289.

- _____ (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.
- _____ (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.
- _____ (2017b). Reef habitat type and spatial extent as interacting controls on platform-scale carbonate budgets. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 185.
- _____ (2018). Loss of coral reef growth capacity to track future increases in sea level. *Nature*, vol. 558, No. 7710, pp. 396–400.
- Pfeffer, Julia, et al. (2017). Decoding the origins of vertical land motions observed today at coasts. *Geophysical Journal International*, vol. 210, No. 1, pp. 148–165.
- Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas (IPBES) (2018). The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for Asia and the Pacific. Karki, M., et al. (eds). Secretaría de la Plataforma Intergubernamental Científico-normativa sobre Diversidad Biológica y Servicios de los Ecosistemas, Bonn (Alemania). 612 páginas.
- Purkis, Sam J., et al. (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, et al. (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., et al. (2012). Human impact on atolls leads to coral loss and community homogenisation: a modeling study. *PloS One*, vol. 7, No. 6.
- Rotjan, Randi, et al. (2014). Establishment, management, and maintenance of the phoenix islands protected area. *Advances in Marine Biology*, vol. 69, pp. 289–324. Elsevier.
- Russell, James C., et al. (2017). Invasive alien species on islands: impacts, distribution, interactions and management. *Environmental Conservation*, vol. 44, No. 4, pp. 359–370.
- Ryan, Emma J., et al. (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 along-shore sediment transport gradients due to future sea level rise. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 245.
- Shope, James B., et al. (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.
- _____ (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, et al. (2011). Aspectos biogeomorfológicos do Atol das Rocas, Atlântico Sul Equatorial. *Brazilian Journal of Geology*, vol. 41, No. 1, pp. 85–94.
- Stojanov, Robert, et al. (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., et al. (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.

- _____ (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, et al. (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., et al. (2018). Physical modelling of reef platform hydrodynamics. *Journal of Coastal Research*, vol. 85, special issue No. 1, pp. 491–495.
- _____ (2019). Physical modelling of the response of reef islands to sea level rise. *Geology*, vol. 47, No. 9, pp. 803–806.
- Wadey, Matthew, et al. (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., et al. (2016). Tropical cyclones and climate change. *Wiley Interdisciplinary Reviews-climate Change*, vol. 7, pp. 65–89.
- Werner, Adrian D., et al. (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., et al. (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.

Capítulo 7D

Arrecifes de coral tropicales y subtropicales

Contribuidores: Ian Butler (coordinador), Karen Evans (responsable del subcapítulo), Hazel Oxenford y Hiroya Yamano.

Ideas clave

- La cubierta de coral sigue reduciéndose en todo el mundo debido sobre todo a la subida de las temperaturas oceánicas vinculada al cambio climático, pero también a las actividades de extracción, la contaminación y la sedimentación, las nuevas enfermedades de los corales y la destrucción física de los arrecifes de coral.
- Ha aumentado la frecuencia de las perturbaciones causadas por las olas de calor, las tormentas, las inundaciones y la proliferación de la estrella de mar denominada “corona de espinas”, lo cual ha hecho que se reduzca el tiempo de recuperación entre una perturbación y la siguiente.
- Cada vez se comprende mejor el valor de los servicios ecosistémicos proporcionados por los arrecifes de coral, no solo en lo que respecta a los beneficios económicos directos (valor de uso mercantil) sino también en lo tocante a un uso menos tangible, como el valor estético.
- Sigue habiendo importantes lagunas de conocimientos, en particular sobre las respuestas de las comunidades de los arrecifes de coral al cambio climático y la forma en que esas respuestas podrían influir en la utilización de los arrecifes de coral por el ser humano.
- Las previsiones sobre la situación futura apuntan a una disminución continua de la abundancia de corales, de los peces vinculados a los arrecifes y de la complejidad arquitectónica de la estructura de los arrecifes.

1. Introducción

La cubierta de coral sigue reduciéndose en todo el mundo debido sobre todo a la subida de las temperaturas oceánicas vinculada al cambio climático, pero también a las actividades de extracción, la contaminación y la sedimentación, las nuevas enfermedades de los corales y la destrucción física de los arrecifes de coral.

Ha aumentado la frecuencia de las perturbaciones causadas por las olas de calor, las tormentas, las inundaciones y la proliferación de la estrella de mar denominada “corona de espinas”, lo cual ha hecho que se reduzca el tiempo de recuperación entre una perturbación y la siguiente.

Cada vez se comprende mejor el valor de los servicios ecosistémicos proporcionados por

los arrecifes de coral, no solo en lo que respecta a los beneficios económicos directos (valor de uso mercantil) sino también en lo tocante a un uso menos tangible, como el valor estético.

Sigue habiendo importantes lagunas de conocimientos, en particular sobre las respuestas de las comunidades de los arrecifes de coral al cambio climático y la forma en que esas respuestas podrían influir en la utilización de los arrecifes de coral por el ser humano.

Las previsiones sobre la situación futura apuntan a una disminución continua de la abundancia de corales, de los peces vinculados a los arrecifes y de la complejidad arquitectónica de la estructura de los arrecifes.¹

¹ Véase A/66/298 y A/66/298/Corr.1.

2. Descripción de cambios ambientales ocurridos entre 2010 y 2020

La situación de los arrecifes de coral del planeta no ha mejorado desde que se describió en la primera Evaluación. Las recientes olas de calor marinas mundiales (p. ej., en 2014–2017; Eakin et al., 2019) han causado una mortalidad generalizada de los corales debido al estrés térmico y la consiguiente decoloración, y no hay certeza de que los corales vayan a recuperarse (Leggat et al., 2019; Hughes et al., 2017a). Desde la primera Evaluación (véase también la secc. 5), se ha informado de una disminución mundial continua de la diversidad biológica de los arrecifes de coral (p. ej., de los peces) (Johnson et al., 2017), así como de cambios regionales en la composición específica de los arrecifes de coral (p. ej., el predominio de *Porites*) (Moritz et al., 2018). La cubierta de coral se ha reducido entre el 50 % y el 75 % en todo el mundo en los últimos 30 a 40 años (Bruno et al., 2019). Hay pocas zonas de arrecifes de coral que no se hayan visto afectadas (en concreto, zonas que en general no sufren el impacto directo de las actividades humanas), y la mayoría de ellas se encuentran en áreas que gozan de un alto grado de protección (Jones et al., 2018).

La degradación constante de los arrecifes de coral de todo el mundo sigue estando estrechamente vinculada al crecimiento demográfico y al aumento de las presiones antropógenas, y el impacto añadido del cambio climático afecta incluso a zonas remotas (p. ej., la isla de Jarvis; Vargas-Ángel et al., 2019). Entre las principales amenazas figuran las actividades de extracción, la contaminación (incluidos, los productos químicos y la escorrentía), la sedimentación, la destrucción física y el cambio climático de origen humano. Aunque las iniciativas regionales o locales ayudarán a mitigar la disminución de la cubierta coralina, es poco probable que compensen la pérdida de coral causada por el cambio climático (Bruno et al., 2019).

En todo el planeta, los niveles de gases de efecto invernadero han aumentado de manera constante (IPCC, 2018; véase también el cap. 5 de la presente Evaluación). Están apareciendo

focos de calentamiento oceánico (p. ej., Australia, Brasil, India, Madagascar y Sudáfrica) (Fordyce et al., 2019; Kerr et al., 2018; Popova et al., 2016), lo cual ha causado una alteración considerable de los ecosistemas, por ejemplo en Australia, donde el coral ha reemplazado a las laminarias (Wernberg et al., 2016). Se están observando cambios en las comunidades de coral del mundo entero (Hughes et al., 2018b), incluido el retraso o la disminución del desove (Birkeland, 2019) y el hecho de que zonas de arrecifes de coral estén ahora dominadas por macroalgas (Johns et al., 2018) o cianobacterias (de Bakker et al., 2017). Sumadas a una mayor incidencia de olas de calor marinas (Smale et al., 2019), las tasas de estrés térmico de los corales han ido aumentando constantemente (Lough et al., 2018). Una ola de calor mundial de 36 meses de duración, ocurrida entre 2014 y 2017, hizo que el 75 % de los arrecifes de coral del mundo se decolorara y que se registrara mortalidad en el 30 % de los arrecifes de coral como consecuencia de la decoloración (Babcock et al., 2019; Eakin et al., 2019). En el caso de algunos arrecifes, ese fue el primer fenómeno de decoloración registrado (p. ej., en la zona de la Gran Barrera de Coral situada frente a la costa meridional); Hughes et al., 2017). En todo el mundo, la frecuencia de los fenómenos de decoloración ha aumentado de tal manera que la recuperación es incierta (Hughes et al., 2018a).

Hay muchos otros factores que afectan acumulativamente a la calidad y la cantidad de los arrecifes de coral del planeta. El pH de los océanos ha disminuido de manera constante y se ha producido una pérdida neta de carbonatos en el entorno de los arrecifes de coral (Albright et al., 2016; Kuffner et al., 2019; Steiner et al., 2018). La destrucción física de los arrecifes de coral se está agravando a causa de las grandes tormentas de categoría 4 y 5 (p. ej., en el océano Atlántico; Murakami et al., 2014). Los efectos de las inundaciones relacionadas con las tormentas han sido graves y reiterados (Butler

et al., 2015) y la recuperación varía de una región a otra (Adjeroud et al., 2018; Holbrook et al., 2018). Han aumentado las enfermedades de los corales en todo el mundo (Ruiz-Moreno et al., 2012), lo cual se ha relacionado con el estrés térmico (Anyamba et al., 2019; Randall y van Woesik, 2015).

En algunas zonas los arrecifes de coral están prosperando (p. ej., “puntos de proliferación”; Cinner et al., 2016a; arrecifes de Flower Garden; Oficina Nacional de Administración Oceánica

y Atmosférica (NOAA), 2020) y reemplazando a otros hábitats (p. ej., los bosques de laminarias). Al aumentar el calentamiento y hacerse más fuertes las corrientes, los arrecifes de coral se han extendido hacia zonas de más latitud, por ejemplo, en Japón en los últimos 80 años, aproximadamente (Yamano et al., 2011; Kumagai et al., 2018) y en el este de Australia en los últimos 20 años, aproximadamente (Baird et al., 2012; Booth y Sear, 2018).

3. Descripción de consecuencias económicas y sociales y de otros cambios económicos o sociales

Unos 79 Estados Miembros de las Naciones Unidas tienen arrecifes de coral en su espacio marítimo. Los arrecifes de coral son importantes como fuente de ingresos y de proteínas para millones de personas a través de la pesca; una de las principales fuentes de ingresos a través del turismo; y un pilar de la identidad sociocultural (Cinner et al., 2016b; Kittinger et al., 2012). El valor de los bienes y servicios derivados de los arrecifes de coral se estimó en 9,9 billones de dólares en 2012 (Costanza et al., 2014). Se estima que, en la actualidad, hasta 500 millones de personas de todo el mundo se benefician de los servicios de los arrecifes de coral (Bruno et al., 2019), incluidos seis millones de pescadores que dependen directamente de ellos (Teh et al., 2013). Se calcula que el valor económico del turismo, la pesca y el desarrollo costero, por ejemplo, en los países de Mesoamérica y el Triángulo de Coral es de 20.100 millones de dólares al año (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) et al., 2018). En todo el mundo, se estima que el valor del turismo por hectárea de arrecife de coral supera los 400.000 dólares, y algunos arrecifes tienen un valor de hasta 7 millones de dólares por hectárea (Spalding et al., 2017).

Los arrecifes de coral son importantes para la protección de las costas (con un valor de 170.205 dólares por hectárea y año) y se pueden explotar para obtener roca y arena (con un

valor de 22.000 dólares por hectárea y año) (Costanza et al., 2014). El valor anual de la reducción del riesgo de inundaciones debida a los arrecifes de coral en los Estados Unidos se estima en más de 18.000 vidas y 1.805 millones de dólares (Storlazzi et al., 2019). En todo el mundo, los costos adicionales derivados de la pérdida de arrecifes de coral por el aumento de las inundaciones a causa de una tormenta importante se estiman en 272.000 millones de dólares (Beck et al., 2018). En los Estados Unidos, los arrecifes de coral evitan cada año unos daños indirectos de más de 699 millones de dólares a la actividad económica individual, y de más de 272 millones de dólares a la actividad empresarial (al evitar que esta se vea interrumpida) (Storlazzi et al., 2019).

El valor de los arrecifes de coral para la salud y el bienestar supera con creces las valoraciones económicas tradicionales (PNUMA et al., 2018). Sin embargo, la interacción entre los arrecifes de coral y la sociedad es compleja (Cinner et al., 2016b), lo cual hace difícil asignar un valor en dólares a los beneficios para la salud y el bienestar. Se conocen mejor los mecanismos de gobernanza que resultan eficaces para conservar los arrecifes de coral y la importancia del aprovechamiento sostenible (Aswani et al., 2015; Turner et al., 2018), sobre todo cuando la explotación se desarrolla con más rapidez que los mecanismos de gobernanza (Eriksson et al., 2015). Surgen conflictos

entre la ordenación comunitaria de los arrecifes de coral y la de los marcos de ordenación nacionales o internacionales. El avance de los conocimientos locales ha ayudado a que las comunidades se impliquen y asuman el control y la ordenación de los arrecifes de coral (p. ej., Hawai; Schemmel et al., 2016; Islas Salomón; Shaver et al., 2018).

Los arrecifes de coral contribuyen a la vida de millones de seres humanos en todo el mundo, y la salud de los arrecifes de coral influye en la capacidad de alcanzar los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible.² La pérdida de arrecifes

de coral sanos puede poner en peligro el logro de cualquiera —o de todos— los Objetivos. En particular, los arrecifes contribuyen a alcanzar los Objetivos 1, 2, 3 y 12 a través de los ingresos y la nutrición, y los Objetivos 3, 6, 11, 12, 13 y 14 a través de sus valores estéticos y naturales, la buena salud ambiental y el desarrollo de productos médicos. Los arrecifes sanos preservan la integridad de las tierras insulares y costeras y los recursos e infraestructuras hídricas, con lo cual contribuyen a los Objetivos 6, 9, 11 y 13, y están relacionados con la capacidad de los países para atraer y mantener comunidades capacitadas (Objetivos 3, 4 y 10).

4. Principales cambios y consecuencias regionales

4.1. Mar Mediterráneo

Las zonas de arrecifes de coral del Mediterráneo son de naturaleza subtropical y templada y de escala limitada; los arrecifes templados se examinan en el capítulo 7 de la presente Evaluación. La distribución o la abundancia de algunos corales, como *Oculina patagonica*, están aumentando con la subida de la temperatura y la mayor disponibilidad de luz (Serrano et al., 2018). Otros corales están viendo reducida su cubierta (p. ej., *Cladocora caespitose*; Chefaoui et al., 2017) debido a que hay arrecifes que han pasado de ser coralígenos a estar dominados por algas (p. ej., *Womersleyella setacea* y *Caulerpa cylindracea*) (Gatti et al., 2015).

4.2. Océano Atlántico, en particular el Gran Caribe

En total, el 43 % de los arrecifes del Caribe están sometidos a una amenaza alta o muy alta a causa de las actividades humanas (Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes de Coral (ICRI) 2018a). Las principales amenazas para los arrecifes del Caribe son las mismas que pesan sobre los arrecifes de todo el mundo (Mumby et al., 2014), incluida la rápida propagación de enfermedades de los corales (van

Woesik y Randall, 2017) como la nueva “enfermedad de pérdida de tejido en corales pétreos” (Alvarez-Filip et al., 2019). El pez león (*Pterois volitans*), una especie invasora, se considera actualmente una amenaza para las poblaciones de peces autóctonos de los arrecifes y para la biodiversidad general de los arrecifes (Chagaris et al., 2017).

Las olas de calor marinas que se han producido en toda la región del Caribe desde la década de 1970, y en particular en 2015 y 2016 (Banon et al., 2018), han reducido la cubierta de coral vivo de más del 70 % a aproximadamente el 14 % (ICRI, 2018a), aunque la variación regional es considerable (Jackson et al., 2014; Cortés et al., 2018; Muñoz-Castillo et al., 2019). Según las previsiones de Van Hooidonk et al. (2014), la mayoría de los arrecifes de coral del Caribe sufrirán decoloración anual para 2045–2050 y la acidificación del océano puede hacer que los niveles de saturación de carbonato disminuyan y no basten para preservar el crecimiento de los arrecifes de coral en 2050. Perry et al. (2013) informan de que el 37 % de los arrecifes del Gran Caribe se está erosionando y solo el 26 % está creciendo. Se han notificado reducciones considerables de las tasas de calcificación y la densidad estructural de especies

² Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

como *Orbicella faveolata* en la reserva de la biosfera Seaflower (Lizcano-Sandoval et al., 2019) y existen indicios claros de que los arrecifes de Florida están sufriendo una erosión generalizada (Kuffner et al., 2019). Se cree que las grandes tormentas tropicales del Atlántico central y occidental (5 huracanes de categoría 5 y 3 de categoría 4 en 2017, 2018 y 2019) han causado daños enormes a los arrecifes de coral de toda la región, aunque todavía no se han publicado datos oficiales.

Se ha avanzado en lo que respecta a la normalización de las actividades de vigilancia y notificación relacionadas con la salud de los arrecifes de coral en todo el Caribe (p. ej., Red Mundial de Vigilancia de los Arrecifes de Coral-Caribe, 2016). Las tarjetas de evaluación de los arrecifes indican una mejora de la salud de los arrecifes en todo el sistema del arrecife de coral de Mesoamérica durante los diez últimos años (McField et al., 2018). Se han intensificado los esfuerzos encaminados a mejorar la conservación y el uso sostenible de los arrecifes de coral y los entornos costeros de toda la región (Caribbean Challenge Initiative (CCI), 2019), así como los esfuerzos por recuperar los herbívoros (ICRI, 2013; Vallès y Oxenford, 2018). En el Gran Caribe, se han ampliado las actividades de restauración y recuperación de los arrecifes, las cuales se han visto beneficiadas por las nuevas investigaciones y la mejora de las tecnologías relacionadas con los viveros y la plantación (Lirman y Schopmeyer, 2016; Baums et al., 2019).

4.3. Océano Índico

La abundancia de arrecifes de coral se ha mantenido estable en todo el océano Índico desde 2010, excepto en el caso de los arrecifes cercanos a Mozambique, que se han reducido sustancialmente (Obura et al., 2017). Las olas de calor marinas mundiales han causado una decoloración generalizada (p. ej., en Maldivas; Cowburn et al., 2019; el noroeste de Australia; Keesing et al., 2019) en toda la región. Se considera que más del 65 % de los arrecifes de la región está en peligro como consecuencia de amenazas locales, y que el 33 % corre un riesgo alto o muy alto (ICRI, 2018b). Alrededor del

19 % de los arrecifes de coral se encuentra en áreas marinas protegidas. Sin embargo, solo el 25 % del total de las áreas marinas protegidas se considera eficaz (ICRI, 2018c) y muchas carecen de planes de ordenación (Obura et al., 2017).

Los arrecifes de coral del mar Rojo y el golfo Pérsico muestran resiliencia a las altas temperaturas y la mortalidad debida a la decoloración (Howells et al., 2016), aunque el porcentaje de calcificación parece estar disminuyendo (Steiner et al., 2018). Las prácticas pesqueras nocivas, entre ellas el uso de veneno y dinamita, están yendo a menos en el océano Índico (Obura et al., 2017), con notables excepciones como la de la República Unida de Tanzania (Chevallier, 2017). Otros impactos directos en los arrecifes de coral están aumentando, como el daño causado por el anclaje de barcos de pesca y turísticos (Obura et al., 2017) y la proliferación de la corona de espinas (Saponari et al., 2018); Keesing et al., 2019).

4.4. Océano Pacífico

Los peligros que acechan a los arrecifes de coral del océano Pacífico, incluida la región del Triángulo de Coral, de gran diversidad biológica, son similares a los existentes en el resto del mundo (ICRI, 2018c). Entre 1999 y 2016, se notificó una disminución del 3 % de la cubierta coralina (ICRI, 2018c) y, desde 2015, se han producido decoloraciones generalizadas por toda la región (Moritz et al., 2018; Hughes et al., 2019), cuyos efectos no se están conociendo hasta ahora (Gorospe et al., 2018). La corona de espinas sigue proliferando por todo el océano Pacífico, lo cual hace que disminuyan las poblaciones de corales, por ejemplo, en la Polinesia Francesa (Kayal et al., 2012), México (Rodríguez-Vilalobos y Ayala-Bocos, 2018), el Japón (Yasuda, 2018), Australia (MacNeil et al., 2017) y otras islas del Pacífico (Moritz et al., 2018).

La diversidad biológica de las especies de coral de todo el Pacífico está cambiando como consecuencia de la perturbación, y ciertas especies de coral, como *Porites* spp., son cada vez más predominantes, mientras que *Pocillopora* spp. muestra una disminución considera-

ble (Moritz et al., 2018). El Japón ha informado de que el área de distribución de los corales se está ampliando hacia hábitats antes ocupados por algas marinas (Yamano et al., 2011); Kumagai et al., 2018). Entre 2002 y 2014, la cubierta de los arrecifes de coral de la zona noroccidental de la isla de Hawái se redujo de aproximadamente el 44 % al 31 %, debido sobre todo a actividades relacionadas con el uso por parte de los seres humanos (p. ej., la producción animal; el desarrollo de la tierra, la deforestación y la expansión urbana; la pesca y las actividades recreativas) y a las olas de calor relacionadas con el cambio climático (Gove et al., 2016).

5. Perspectivas

La abundancia y la cubierta de los corales han disminuido entre 2010 y 2019, y se espera que la tendencia continúe en los próximos decenios (Graham et al., 2017). Desde 2015, los fenómenos de decoloración han hecho que disminuyan la producción de larvas y el reclutamiento, lo cual reducirá o retrasará la recuperación (Hughes et al., 2018b). Las previsiones climáticas (véanse también los caps. 5 y 9) indican que, para mediados de siglo, muchos arrecifes de coral del mundo experimentarán una decoloración anual relacionada con la subida de las temperaturas (Hughes et al., 2018b). Se prevé que aumenten la erosión, la sedimentación y el flujo de nutrientes debido a la mayor intensidad de las tormentas (Walsh et al., 2016; Vitousek et al., 2017); que se incremente la mortalidad por la disminución del oxígeno (Nelson y Altieri, 2019; Altieri et al., 2017); y que más arrecifes de coral se hundan a medida que suba el nivel del mar (Perry et al., 2018; Storlazzi et al., 2019). Las zonas de aguas profundas parecen una opción menos viable como refugio térmico para los corales porque las aguas más profundas solo proporcionan alivio térmico en determinadas épocas del año y porque solo ciertas especies toleran el ambiente de las aguas profundas (Frade et al., 2018). Es probable que, en el futuro, las comunidades de corales estén dominadas por un número menor de especies, que sean resis-

Alrededor del 88 % de los arrecifes está amenazado por las actividades humanas, especialmente por peligros localizados (ICRI, 2018c). Alrededor del 13 % (8.960 km²) de las zonas de arrecife de coral de todo el océano Pacífico se encuentra en áreas protegidas, de las cuales el 20 % cuenta con planes de ordenación oficiales (Moritz et al., 2018). De los arrecifes existentes en las áreas marinas protegidas de la región de Asia Sudoriental, se ha determinado que solo el 30 % tiene en vigor medidas eficaces de ordenación y cumplimiento (ICRI, 2018c).

tentes a las altas temperaturas y la decoloración (Moritz et al., 2018; Birkeland, 2019). Los efectos de la acidificación del océano deberían hacerse más evidentes en los próximos decenios, con la continua disolución de los arrecifes (Eyre et al., 2018; Birkeland, 2019).

Se espera que los arrecifes de coral se extiendan hacia latitudes mayores como consecuencia del calentamiento oceánico y las corrientes cálidas (Wilson et al., 2016, 2018). Sin embargo, se prevé que los hábitats de los corales o las zonas de distribución geográfica de las especies se sitúen entre latitudes mayores, donde el grado de saturación de aragonito disminuye, y latitudes menores, donde las temperaturas más cálidas del agua causan estrés térmico (Matz et al., 2018; Yara et al., 2012).

Muchos científicos especializados en arrecifes consideran que los gases de efecto invernadero y el cambio climático son los principales riesgos para los arrecifes de coral en el futuro (p. ej., Beyer et al., 2018; Rinkevich, 2019). Para combatir la desaparición de los arrecifes de coral, se están mejorando y usando mucho distintas técnicas de restauración de los arrecifes (Van Oppen et al., 2017), las cuales han resultado tener cierto éxito (Bayraktarov et al., 2019; Rinkevich, 2019). Se están llevando a cabo nuevas investigaciones para comprender la respuesta de los corales al cambio climático y desarrollar métodos que ayuden a los corales

a adaptarse a las condiciones futuras (p. ej., la alteración de la diversidad de las microalgas simbióticas; Rinkevich, 2019). Las estrategias de modelización que detectan los riesgos globales que corren los arrecifes de coral pueden ayudar a priorizar las iniciativas para que se centren en los arrecifes con más resiliencia y más probabilidad de supervivencia (Beyer et al., 2018). Los mecanismos innovadores de financiación sostenible para apoyar la conser-

vación y el uso sostenible de los recursos marinos, especialmente de los arrecifes de coral, están ganando terreno en la economía azul (p. ej., Deutz et al., 2018).

En general, la pérdida continua de arrecifes de coral prevista para los próximos decenios también mermará los abundantes beneficios socioeconómicos que generan los arrecifes de coral sanos.

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos

Entre las principales lagunas de conocimientos señaladas en la primera Evaluación figuraba la comprensión de las respuestas de los corales y las especies dependientes de los corales (como los peces) al cambio climático y la extensión espacial de los arrecifes de coral mesofóticos (arrecifes que se encuentran en zonas con poca luz a profundidades de 30 m a 150 m). No obstante, se ha avanzado en ese sentido y las carencias específicas son un tanto diferentes en la actualidad, aunque sigue faltando información en los mismos ámbitos generales. Estas carencias se refieren a: a) las respuestas de las comunidades de los arrecifes al cambio climático; b) el valor socioeconómico de los arrecifes de coral; y c) la distribución y la ecología de los arrecifes de coral mesofóticos.

Aún es necesario conocer mejor las respuestas de las comunidades de los arrecifes al cambio climático, aunque se está avanzando en lo que respecta a la adaptación de los corales al cambio (p. ej., Dziedzic et al., 2019). Todavía se sabe poco sobre las respuestas de los arrecifes de coral a la acidificación del océano (Morais et al., 2018) y los conocimientos actuales adolecen de falta de exactitud en las mediciones del crecimiento y la erosión netos de los arrecifes. En particular, no se conocen bien los efectos del aumento de la temperatura oceánica en los ciclos de vida de los taxones de los arrecifes, los cambios en la función neurosensorial y el metabolismo de diversos taxones clave de los

arrecifes ni los efectos acumulativos del cambio climático y otros factores de estrés, como el enriquecimiento de nutrientes, el aumento de la carga de sedimentos y la sobrepesca en los sistemas de arrecifes coralinos. Todavía se conoce poco la función que desempeñan las algas coralinas y las comunidades microbianas en la ecología y la salud de los arrecifes (Cornwall et al., 2019; Ricci et al., 2019), aunque existen vínculos estacionales evidentes entre el microbioma y la abundancia de macroalgas (Glasl et al., 2020). Desde el punto de vista geográfico, también hay importantes lagunas de conocimientos sobre los arrecifes de coral y sus respuestas al cambio climático y otros factores de estrés, como la disminución del oxígeno oceánico y los nuevos contaminantes. Las comunidades de los arrecifes de coral del Atlántico sudoccidental y las comunidades de los arrecifes de coral de aguas más profundas no están bien descritas (Loya et al., 2016; Morais et al., 2018). Se necesita más información para descubrir los mecanismos de las enfermedades de los corales y la forma en que se transmiten, en particular su relación con los fenómenos de decoloración y con la mala calidad del agua.

En cuanto al valor socioeconómico de los arrecifes de coral, no se dispone de evaluaciones fiables del valor económico de los servicios ecosistémicos que prestan los arrecifes a escala local y nacional, por lo que su valor no se tiene debidamente en cuenta en los análisis

sis de costos y beneficios de los proyectos de desarrollo. Otras lagunas de conocimientos guardan relación con la eficacia de los instrumentos de gestión y los esfuerzos por mejorar la resiliencia de los arrecifes, incluida la recuperación de los corales (Boström-Einarsson et al., 2020).

Por último, están apareciendo datos que indican que los arrecifes de coral mesofóticos están muy extendidos (p. ej., Baker et al., 2016) fuera del Atlántico (Loya et al., 2016) y se necesita más información sobre su biodiversidad y su función ecológica.

7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

En la primera Evaluación se señalaron las carencias en materia de creación de capacidad en los planos local, nacional y regional. Dichas carencias siguen presentes en la mayoría de los países en desarrollo y, en particular, la falta de técnicos e investigadores cualificados obstaculiza la vigilancia y la ordenación de los arrecifes de coral y, por consiguiente, la capacidad de detectar cambios a lo largo del tiempo y de responder a ellos. Se ha avanzado mucho en el desarrollo de nuevas tecnologías para vigilar los sistemas de los arrecifes de coral (Bayley y Mogg, 2019; Hedley et al., 2016), pero la capacidad local para utilizar y aplicar esas tecnologías es limitada (p. ej., Díaz et al., 2015; Timpte

et al., 2018). Se necesita más capacidad para aplicar estrategias de adaptación en respuesta al cambio climático (Cinner et al., 2018) y para generar capacidades en materia de ordenación adaptable (Hoegh-Guldberg, 2018), tanto a escala local como mundial. La concienciación pública y la creación de capacidad con vistas a la ordenación y el uso sostenible de los corales en expansión es un problema nuevo en las latitudes más altas. La capacidad para restaurar los arrecifes de coral es limitada en la actualidad, y es necesario desarrollar la capacidad de trasplantar, cultivar y mantener los corales (Kittinger et al., 2016; Van Oppen et al., 2017) and maintaining them need to be developed.

Bibliografía

- Adjeroud, Mehdi, et al. (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, et al. (2016). Reversal of ocean acidification enhances net coral reef calcification. *Nature*, vol. 531, No. 7594, p. 362.
- Altieri, Andrew H., et al. (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, et al. (2019). A rapid spread of the Stony Coral Tissue Loss Disease outbreak in the Mexican Caribbean. *PeerJ Preprints*, vol. 7, e27893v1.
- Anyamba, Assaf, et al. (2019). Global Disease outbreaks Associated with the 2015–2016 El Niño event. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 1930.
- Aswani, Shankar, et al. (2015). Scientific frontiers in the management of coral reefs. *Frontiers in Marine Science*, vol. 2, art. 50.
- Babcock, Russell C., et al. (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., et al. (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., et al. (2016) *Mesophotic coral ecosystems—a lifeboat for coral reefs?* The Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente and GRID-Arendal.
- Banon, Ysabel, et al. (2018). Thermal Stress and Bleaching in Coral Reef Communities during the 2014–2016 Caribbean Bleaching Event. In *AGU Fall Meeting Abstracts*.
- Baums, Iliana B., et al. (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, et al. (2019). Motivations, success and cost of coral reef restoration. *Restoration Ecology*.
- Beck, Michael W., et al. (2018). The global flood protection savings provided by coral reefs. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 2186.
- Beyer, Hawthorne L., et al. (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, et al. (2020). Coral restoration – A systematic review of current methods, successes, failures and future directions. *PloS ONE*, vol. 15, e0226631.
- Bruno, John F., et al. (2019). Cambio climático, 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., et al. (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, et al. (2017) An ecosystem-based approach to evaluating impacts and management of invasive lionfish. *Pesca*, vol. 42, No.8, pp. 421–431, <https://doi.org/10.1080/03632415.2017.1340273>.
- Chefaoui, Rosa M., et al. (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., et al. (2016a). Bright Spots among the World's Coral Reefs. *Nature*, vol. 535, p. 416.
- _____ (2016b). A Framework for Understanding Climate Change Impacts on Coral Reef Social–Ecological Systems. *Regional Environmental Change*, vol. 16, No. 4, pp. 1133–1146.
- _____ (2018). Building Adaptive Capacity to Climate Change in Tropical Coastal Communities. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 2, p. 117.
- Cornwall, Christopher Edward, et al. (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, et al. (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, et al. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, vol. 26, pp. 152–158.

- Cowburn, Benjamin, et al. (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., et al. (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, et al. (2018). *Innovative Finance for Resilient Coasts and Communities. A Briefing Paper Prepared by The Nature Conservancy and the Naciones Unidas 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, et al. (2015). The IPBES Conceptual Framework—connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 14, pp. 1–16.
- Dziedzic, Katherine E., et al. (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, et al. (2019). The 2014–2017 global-scale coral bleaching event: insights and impacts. *Coral Reefs*, vol. 38, pp. 539–545.
- Eriksson, Hampus et al. (2015). Contagious exploitation of marine resources. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 13, No. 8, pp. 435–440.
- Eyre, Bradley D., et al. (2018). Coral reefs will transition to net dissolving before end of century. *Science*, vol. 359, No. 6378, pp. 908–911.
- Fordyce, Alexander John, et al. (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., et al. (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, et al. (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*. PNUMA(DEPI)/CAR WG.38/INF.17.
- Glasl, B., et al. (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., et al. (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., et al. (2016). West Hawai'i integrated ecosystem assessment: ecosystem trends and status report. Pacific Islands Pesca Science Centre.
- Graham, Nicholas A.J., et al. (2017). Human disruption of coral reef trophic structure. *Current Biology*, vol. 27, No. 2, pp. 231–236.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (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*. eds. C.B Field et al., vol. 1. Cambridge: Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415379>.
- _____ (2018). Summary for policymakers. En *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. V. Masson-Delmotte et al., pág. 24.
- Hedley, John D., et al. (2016). Remote sensing of coral reefs for monitoring and management: a review. *Remote Sensing*, vol. 8, No. 2, art. 118.

- Hoegh-Guldberg, Ove, et al. (2018). Securing a long-term future for coral reefs. *Tendencias in Ecology & Evolution*.
- Holbrook, Sally J., et al. (2018). Recruitment drives spatial variation in recovery rates of resilient coral reefs. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 7338.
- Howells, Emily J., et al. (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., et al. (2017a). Coral reefs in the Anthropocene. *Nature*, vol. 546, No. 7656, p. 82.
- _____ (2017b). Global warming and recurrent mass bleaching of corals. *Nature*, vol. 543, No. 7645, p. 373.
- _____ (2018a). Global warming transforms coral reef assemblages. *Nature*, vol. 556, No. 7702, p. 492.
- _____ (2018b). Spatial and temporal patterns of mass bleaching of corals in the Anthropocene. *Science*, vol. 359, No. 6371, pp. 80–83.
- _____ (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>.
- Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes de Coral (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*. Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes de Coral.
- _____ (2018b). *Communicating the Economic and Social Importance of Coral Reefs for Indian Ocean Countries*. Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes de Coral.
- _____ (2018c). *South Asia Factsheet - Communicating the Economic and Social Importance of Coral Reefs for South East Asian Countries*. Iniciativa Internacional sobre los Arrecifes de Coral.
- Jackson, Jeremy, et al. (2014). *Status and Tendencias of Caribbean Coral Reefs: 1970–2012*. Gland, Switzerland: Global Coral Reef Monitoring Network, ICUN.
- Johns, Kerry A., et al. (2018). Macroalgal feedbacks and substrate properties maintain a coral reef regime shift. *Ecosphere*, vol. 9, No. 7, art. e02349.
- Johnson, Christopher N., et al. (2017). Biodiversity losses and conservation responses in the Anthropocene. *Science*, vol. 356, No. 6335, pp. 270–275.
- Jones, Kendall R., et al. (2018). The location and protection status of Earth's diminishing marine wilderness. *Current Biology*, vol. 28, No. 15, pp. 2506–2512.
- Kayal, Mohsen, et al. (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. et al. (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, et al. (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, et al. (2012). Human dimensions of coral reef social-ecological systems. *Ecology and Society*, vol. 17, No. 4. <https://doi.org/10.5751/ES-05115-170417>.
- _____ (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (2019). Cambio climático 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., et al. (2018). Increasing thermal stress for tropical coral reefs: 1871–2017. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 6079.
- Loya, Yossi, et al. (2016). *Theme Section on Mesophotic Coral Ecosystems: Advances in Knowledge and Future Perspectives*. *Coral Reefs*, vol. 35, pp. 1–9
- MacNeil, M., et al. (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., et al. (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, et al. (2018). *2018 Mesoamerican Reef Report Card*. Healthy Reefs Initiative. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19679.36005>.
- Morais, Juliano, et al. (2018). Research gaps of coral ecology in a changing world. *Marine Environmental Research*, vol. 140, pp. 243–250.
- Moritz, Charlotte, et al., eds. (2018). Status and Tendencias of Coral Reefs of the Pacific, Global Coral Reef Monitoring Network.
- Mumby, Peter J., et al. (2014). *Towards Reef Resilience and Sustainable Livelihoods: A handbook for Caribbean coral reef managers*.
- Muniz-Castillo, Aaron Israel, et al. (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, et al. (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.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 43: Arrecifes de coral tropicales y subtropicales. En *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nelson, Hannah R., and Andrew H. Altieri (2019). Oxygen: the universal currency on coral reefs. *Coral Reefs*, vol. 38, No. 2, pp. 177–198.
- Obura, David, et al. (2017). *Coral Reef Status Report for the Western Indian Ocean*. Global Coral Reef Monitoring Network (GCRMN)/International Coral Reef Initiative (ICRI), p. 144.
- Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) (2020). *Coral reef condition: A status report for the Flower Garden Banks*. NOAA Coral Reef Conservation Program, Silver Spring, MD.

- Perry, Chris T., et al. (2013). Caribbean-wide decline in carbonate production threatens coral reef growth. *Nature Communications*, vol. 4, No. 1, art. 1402.
- _____ (2018). Loss of coral reef growth capacity to track future increases in sea level. *Nature*, vol. 558, No. 7710, pp. 396–400.
- Popova, Ekaterina, et al. (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.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) et al. (2018). *Plastics and Shallow Water Coral Reefs. Synthesis of the Science for Policy-Makers*. Nairobi: PNUMA.
- 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.
- Red Mundial de Vigilancia de los Arrecifes de Coral-Caribe (2016). *GCRMN-Caribbean Guidelines for Coral Reef Biophysical Monitoring*. PNUMA(DEPI)/CAR WG.38/INF.17.
- Ricci, Francesco, et al. (2019). Beneath the surface: community assembly and functions of the coral skeleton microbiome. *EcoEvoRxiv*. <https://doi.org/10.32942/osf.io/9yjwt8>.
- 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, et al. (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, et al. (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, et al. (2016). The codevelopment of coastal fisheries monitoring methods to support local management. *Ecology and Society*, vol. 21, No. 4.
- Serrano, Eduard, et al. (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., et al. (2018). Local management actions can increase coral resilience to thermally-induced bleaching. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 2, No. 7, p. 1075.
- Smale, Dan A., et al. (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature Climate Change*, vol. 9, No. 4, p. 306.
- Spalding, Mark, et al. (2017). Mapping the global value and distribution of coral reef tourism. *Marine Policy*, vol. 82, pp. 104–113.
- Steiner, Zvi, et al. (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., et al. (2019). Rigorously valuing the role of US coral reefs in coastal hazard risk reduction. US Geological Survey.
- Teh, Louise S.L., et al. (2013). A global estimate of the number of coral reef fishers. *PLoS One*, vol. 8, No. 6, e65397.
- Timpte, Malte, et al. (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., et al. (2018). Social fit of coral reef governance varies among individuals. *Conservation Letters*, vol. 11, No. 3, e12422.
- 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 Hoodonk, Ruben, et al. (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., et al. (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, et al. (2019). El Niño-associated catastrophic coral mortality at Jarvis Island, central Equatorial Pacific. *Coral Reefs* vol. 38, pp. 731–741.
- Vitousek, Sean, et al. (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., et al. (2016). Tropical cyclones and climate change. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, vol. 7, No. 1, pp. 65–89.
- Wernberg, Thomas, et al. (2016). Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. *Science*, vol. 353, No. 6295, pp. 169–172.
- Wilson, Laura J., et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al. (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.

Capítulo 7E

Corales de aguas frías

Contribuidores: Erik Cordes (coordinador), Malcolm R. Clark, Karen Evans (responsable del subcapítulo), Sebastian Hennige y Georgios Kazanidis.

Ideas clave

- Los ecosistemas de corales y esponjas de aguas frías son formaciones comunes a lo largo de los márgenes continentales y las dorsales mesoceánicas y en los montes submarinos de todo el mundo; proporcionan hábitats a numerosas especies y contribuyen al secuestro de carbono.
- Los conocimientos básicos sobre la biología y la distribución de los corales de aguas frías todavía se limitan a las pocas zonas de las profundidades oceánicas que se han explorado.
- Siguen presentes las amenazas de la pesca, las perforaciones petroleras en alta mar, la explotación minera en aguas profundas, el depósito de desechos y el cambio climático. Algunas iniciativas encaminadas a frenar la pesca de arrastre demersal y establecer áreas marinas protegidas han dado frutos. Sin embargo, debido a su lento crecimiento y su longevidad, los corales pueden tardar decenios o siglos en recuperarse de los impactos antropógenos.
- Los corales de aguas frías son muy sensibles a las temperaturas elevadas y a la desoxigenación, pero trabajos recientes indican que son relativamente resistentes a la acidificación del océano, sobre todo cuando abundan los recursos nutricionales.
- La disminución de la abundancia de corales de aguas frías prevista en el futuro reducirá el hábitat disponible para las especies de importancia comercial, reducirá el secuestro de carbono en las aguas profundas, eliminará posibles recursos genéticos y afectará a numerosos Objetivos de Desarrollo Sostenible, en particular el Objetivo 14, pero también los Objetivos 2, 10, y 12.¹

1. Introducción y resumen de la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

Los corales de aguas frías se encuentran en todo el mundo (figura I) y forman importantes hábitats que sustentan una gran diversidad y una abundante biomasa de organismos relacionados con ellos. Siguiendo el marco establecido en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017), el presente capítulo se centra en los corales que se encuentran por debajo de los 200 m. Los corales de aguas frías se encuentran en zonas de sustrato duro de los márgenes continentales, las dorsales mesoceánicas (cap. 7O) y los montes submarinos de todo el mundo. Esos hábitats forman parte de las laderas de las islas volcánicas (incluidas en el cap. 7C), los cañones submarinos (cap. 7J) y los fiordos, así como de los montes submarinos y los pináculos (cap. 7L) y las dorsales y las mesetas (cap. 7O). Los hábitats coralinos pueden encontrarse en la periferia de rezumaderos fríos y respiraderos hidrotérmicos extintos (cap. 7P). Los corales de aguas frías, las esponjas y las especies rela-

cionadas con ellos también interactúan directamente con el mar abierto que se encuentra por encima (cap. 7N) a través del acoplamiento béntico-pelágico. La productividad derivada de la superficie constituye la base energética de la inmensa mayoría de la red alimentaria de las profundidades marinas, y los sistemas de corales de aguas frías reciclan nutrientes que pueden incrementar la productividad de la superficie a través de la surgencia y del transporte de nutrientes que genera la migración vertical diaria de ciertos organismos.

La modelización de los hábitats mundiales predice que los principales corales escleractinios de aguas frías (figura II) probablemente sean más abundantes en:

- a) zonas de sustrato duro, necesario para que se asienten las larvas de coral;
- b) aguas supersaturadas de aragonito;
- c) profundidades inferiores a 1.500 m;

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

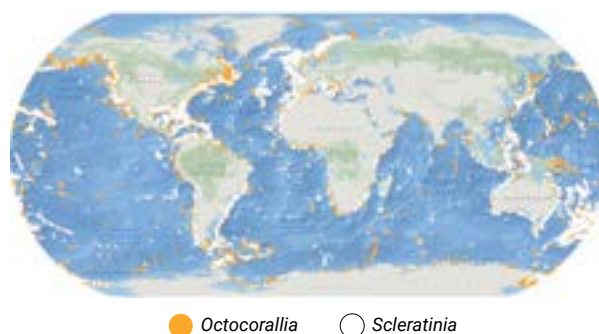
- d) masas de agua con concentraciones de oxígeno disuelto superiores a 4 ml/l;
- e) aguas cuya salinidad oscile entre 34 y 37 unidades prácticas de salinidad; y
- f) zonas cuya temperatura se encuentre entre 5 °C y 10 °C (Davies y Guinotte, 2011).

Sin embargo, existen corales de aguas frías de distintos taxones que ocupan nichos más amplios en las profundidades oceánicas (Quattrini et al., 2013, 2017). Los alimentos llegan a los corales de aguas frías mediante rápidas corrientes descendentes (Davies et al., 2009), corrientes geostroficadas, olas internas, mareas, columnas de Taylor (turbulencias que generan corrientes ascendentes e incrementan la concentración de alimentos; White et al., 2005), capas nefeloides intermedias y profundas (Mienis et al., 2007) y la migración vertical diaria de ciertos organismos (Maier et al., 2019).

Los corales de aguas frías proporcionan servicios esenciales para las comunidades y el bienestar humanos (véase también la secc. 3). Se ha constatado que entre esos servicios se encuentran el descubrimiento de nuevos recursos genéticos marinos (cap. 23), el secuestro de carbono y un importante valor estético (véase la revisión de Thurber et al., 2014). De manera más directa, los corales de aguas frías proporcionan un hábitat que sirve de refugio o zona de cría a poblaciones de peces explotadas o explotables comercialmente (Baillon et al., 2012; Quattrini et al., 2012; Roberts et al., 2009). La Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) considera que ciertos taxones de corales de aguas frías son indicadores de ecosistemas marinos vulnerables (FAO, 2009) y la Asamblea General, en sus resoluciones 59/25 y 61/105, pidió que se adoptaran medidas de conservación para

proteger los ecosistemas marinos vulnerables de los impactos antropógenos. La riqueza de nichos, unida a la gran disponibilidad de alimentos, hace que algunos arrecifes de coral de aguas frías sean “focos” de biodiversidad y biomasa, incluidos centenares de otras especies sésiles y móviles (Cordes et al., 2008; Henry y Roberts, 2007), a lo cual se suma el reciclaje de carbono y nutrientes (Cathalot et al., 2015; van Oevelen et al., 2009).

Figura I
Mapa de la distribución mundial de los corales de aguas profundas, incluida la subclase *Octocorallia* (gorgonáceos o abanicos de mar y corales blandos) y el orden *Scleractinia* (corales pétreos)



Fuentes: Registros de presencia de corales de Freiwald et al., 2017, en <https://data.unep-wcmc.org/datasets/3>, el Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos, en <https://obis.org/>, y la base de datos sobre corales y esponjas de aguas profundas de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica, en www.ncei.noaa.gov/maps/deep-sea-corals/mapSites.htm. Mapa por cortesía del Dr. Jay Lunden.

Nota: El mapa base subyacente se creó en ArcGIS Pro v.2.3, utilizando datos recopilados de distintas fuentes y proveedores de datos, entre ellos el Mapa Batimétrico General de los Océanos GEBCO_08 Grid, la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica, National Geographic, Garmin, Here, Geonames.org y Esri, así como varias aportaciones más.

2. Descripción de cambios ambientales ocurridos entre 2010 y 2020

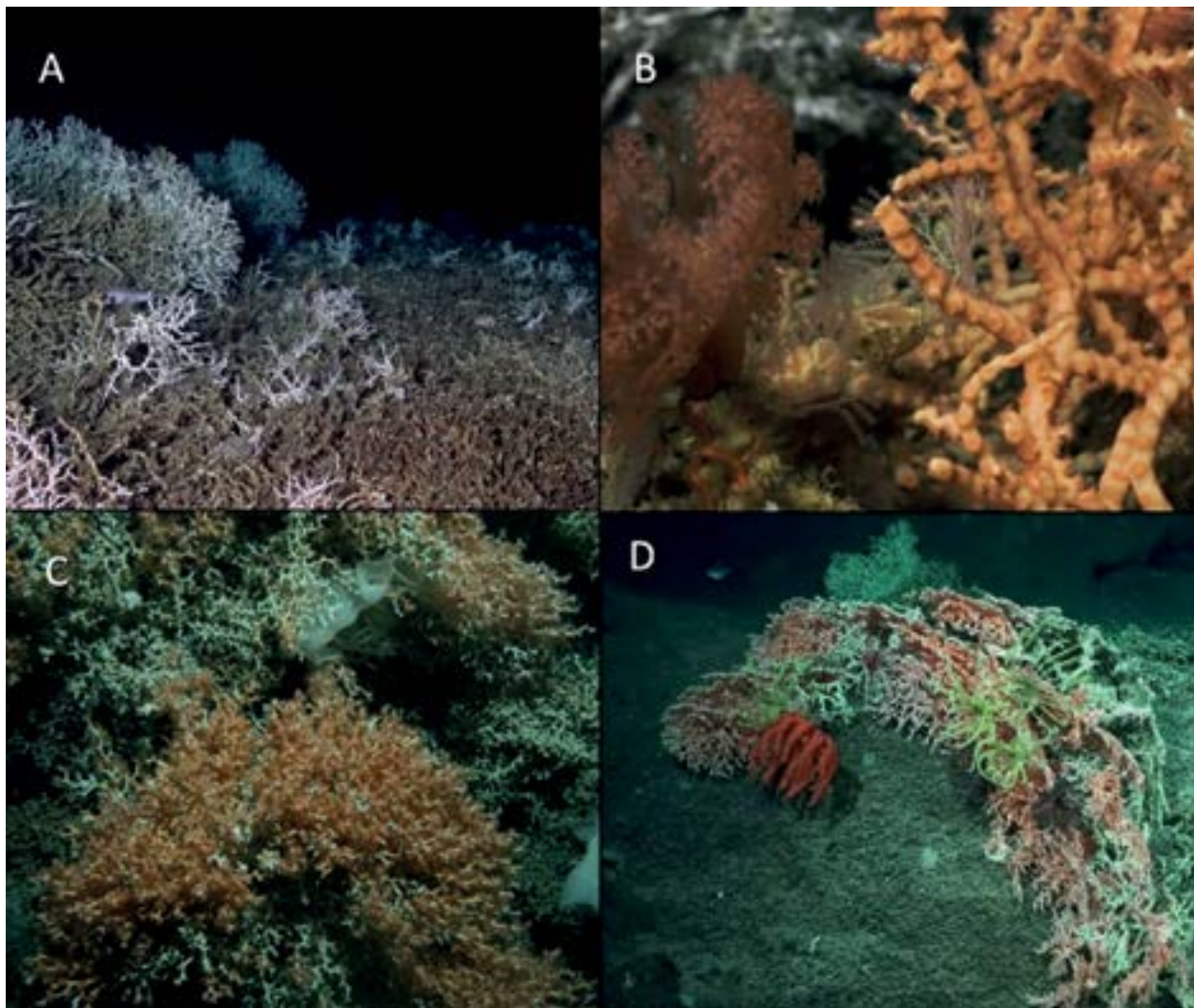
Al ser organismos sésiles con una velocidad de crecimiento muy lenta, los corales de aguas frías y las estructuras que forman (tanto vivas como muertas) son extremadamente vulnerables a los impactos directos e indirectos de la pesca de arrastre de fondo, la exploración pe-

trolera y gasística y la explotación minera en aguas profundas. Aunque los factores de estrés que actualmente afectan a los corales de aguas frías no son muy distintos de los señalados en la primera Evaluación, la distribución de las presiones y su magnitud han cambiado. A

medida que prosiguen las actividades pesqueras (cap. 15) en aguas más profundas y que la búsqueda de reservas de petróleo y gas (cap. 19) se interna más en la alta mar, afectan con mayor frecuencia a los jardines y arrecifes de coral de aguas frías. El vertido accidental de hidrocarburos (cap. 11) vinculado a la extracción de petróleo y gas tiene efectos drásticos en esos hábitats, como se puso de relieve en 2010 cuando se produjo el derrame de petróleo de la plataforma Deepwater Horizon en el golfo de

México (Fisher et al., 2014; White et al., 2012a). En las proximidades de la zona donde se derramó el petróleo, donde más del 50 % de las colonias de octocorales individuales se vieron afectadas por el derrame, la salud y el tamaño de las colonias han seguido resintiéndose (Hsing et al., 2013). Se ha observado cierta recuperación de las colonias de coral cubiertas por petróleo y dispersante en un porcentaje inferior al 50 %, aunque se ha detectado cierta pérdida de ramificaciones (Hsing et al., 2013).

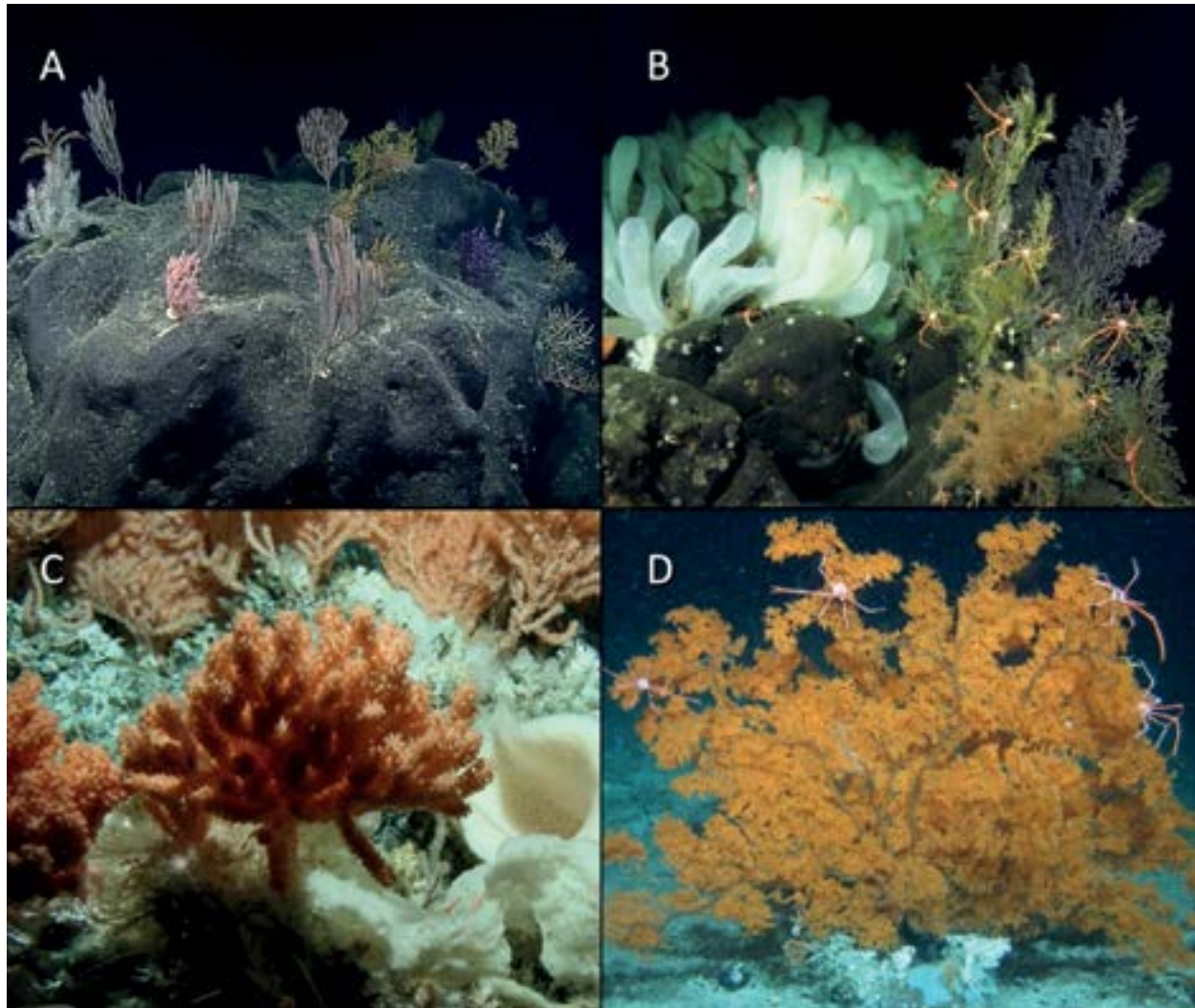
Figura II
Corales escleractinios comunes de aguas frías



Fuentes: Imágenes A y B, cortesía del programa Deep Search, la Oficina de Gestión de la Energía Oceánica, el Servicio de Prospección Geológica de los Estados Unidos y la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica; derechos de autor, WHOI. Imagen C, cortesía de Malcolm Clark, Instituto Nacional de Investigación sobre el Agua y la Atmósfera de Nueva Zelandia. Imagen D, cortesía de Erik Cordes y el Schmidt Ocean Institute.

Notas: A. *Lophelia pertusa* and B. *Madrepora oculata* y un octocoral de la familia *Nephtheidae* de la costa atlántica de los Estados Unidos. C. *Solenosmilia variabilis* del área del Pacífico frente a la costa de Nueva Zelandia. D. *Enallopsamia profunda* de las islas Fénix, en el Pacífico central.

Figura III
Jardines de octocorales de aguas frías representativos



Fuentes: Imagen A, por cortesía de Erik Cordes y el Schmidt Ocean Institute. Imagen B, por cortesía de Erik Cordes y el programa Research on Cold Seeps and How They Influence the Sea (ROC HITS), la Fundación Nacional de Ciencias de los Estados Unidos y el Schmidt Ocean Institute. Imagen C, por cortesía de Malcolm Clark, Instituto Nacional de Investigación sobre el Agua y la Atmósfera de Nueva Zelanda. Imagen D, por cortesía de J. Murray Roberts y la Changing Ocean Expedition, 2012.

Se conocen bien los impactos de las actividades pesqueras en los corales de aguas frías, y la pesca de arrastre de fondo, en particular, tiene importantes efectos físicos directos (p. ej., la ruptura o el desprendimiento de colonias), así como efectos secundarios relativos a la sedimentación (p. ej., la asfixia de individuos o colonias) (véase la revisión de Clark et al., 2016). Según estudios de las poblaciones de coral de los montes submarinos situados frente a la costa de Australia y Nueva Zelanda, existen pocos indicios de recuperación 15

años después de que se interrumpiera la pesca de arrastre, pero en los lugares donde se han protegido otros montes submarinos en los que no se pesca existen poblaciones de coral densas (Clark et al., 2019; Williams et al., 2010). Trabajos recientes sobre la cordillera submarina Hawái-Emperador indican que puede haber nuevo crecimiento de corales de aguas frías a profundidades de 300 m a 600 m, entre 30 y 40 años después de que se dejara de pescar (Baco et al., 2019). En general, la práctica estimada de la pesca de arrastre de profundidad

se ha reducido en los últimos decenios (p. ej., Victorero et al., 2018).

Para predecir la respuesta de las poblaciones de corales de aguas frías a las perturbaciones antropógenas, es necesario conocer su distribución actual y su resiliencia. Los recientes modelos predictivos de hábitat han dado pie a nuevos descubrimientos de corales de aguas frías en un proceso productivo e iterativo (Georgian et al., 2020) y al desarrollo de nuevas técnicas de modelización (Robert et al., 2016; Diesing y Thorsnes, 2018). Entre los descubrimientos recientes, se encuentran poblaciones de octocorales formadores de hábitat (figura III) en la plataforma continental de la Antártida (Ambroso et al., 2017), arrecifes de corales escleractinios en aguas de bajo pH en el Pacífico septentrional (Baco et al., 2017; Gómez et al., 2018) y miles de montículos de corales de aguas frías que sobreviven en entornos con poco oxígeno disuelto, en el margen continental de la costa atlántica de Marruecos (Wienberg et al., 2018).

También es necesario comprender los factores reproductivos que influyen en la distribución de los corales de aguas frías para determinar sus posibilidades de recolonización. Estudios recientes indican que las larvas de *Lophelia pertusa* son planctotróficas y habitan en la columna de agua superior hasta cinco semanas antes de asentarse (Larsson et al., 2014; Strömberg y Larsson, 2017). Las similitudes en la estructura genética del coral pétreo *Desmophyllum dianthus* (Miller y Gunasekera, 2017) en grandes zonas indican una amplia conectividad (Holanda et al., 2019). Por el contrario, la estructura genética variable del coral pétreo formador de arrecife *Solenosmilia variabilis* indica que la reproducción asexual y el reclutamiento localizado pueden ser frecuentes (Miller y Gunasekera, 2017). Zeng et al. (2017) señalan la diferenciación genética entre tres corales de aguas frías frente a la costa de Nueva Zelanda, determinada principalmente por las corrientes regionales y locales (Dueñas et al., 2016; Holland et al., 2019). El número limitado de estudios genéticos poblacionales de

octocorales de aguas profundas indica que el flujo de genes entre las poblaciones se limita a las que viven a profundidades similares, ya que las masas de agua obstaculizan la dispersión de las larvas y el intercambio genético (Baco y Shank, 2005; Quattrini et al., 2015).

El mayor uso de observatorios a largo plazo, señalados como una carencia importante en materia de creación de capacidad en la primera Evaluación, ha puesto de relieve la influencia de la heterogeneidad del fondo marino (Pierdomenico et al., 2017), la hidrodinámica (Mienis et al., 2019) y la dinámica de crecimiento in situ (Lartaud et al., 2017) en la extensión espacial y la morfología de los hábitats de corales de aguas frías a escala local (De Clippele et al., 2018) y en la composición de las poblaciones de corales de aguas frías y esponjas a escala regional (van Soest y de Voogd, 2015; Radice et al., 2016). La modelización de las interacciones entre las corrientes de marea y los montículos de corales de aguas frías apunta a un mayor hundimiento de las partículas alimentarias superficiales que favorece la proliferación de las comunidades bentónicas (Cyr et al., 2016; Soetaert et al., 2016). Los datos del observatorio Lofoten-Vesterålen Cabled Ocean Observatory² han permitido determinar que la mezcla turbulenta que se produce en invierno y primavera y el zooplancton que migra verticalmente en las aguas estratificadas de los meses más cálidos son los mecanismos que suministran alimento a los corales de aguas frías en la plataforma continental de Noruega, y han puesto de relieve los beneficios de los observatorios oceánicos permanentes (Van Engeland et al., 2019).

El cambio climático sigue siendo una amenaza persistente y generalizada para los corales de aguas frías debido al calentamiento mundial de los océanos, la acidificación oceánica, la desoxigenación, la reducción del suministro de alimentos (figura IV) y los efectos acumulativos de esos factores de estrés (Hebbeln et al., 2019; Sweetman et al., 2017; Wienberg y Titschack, 2017). En la actualidad, muchos corales de aguas frías que viven en aguas poco

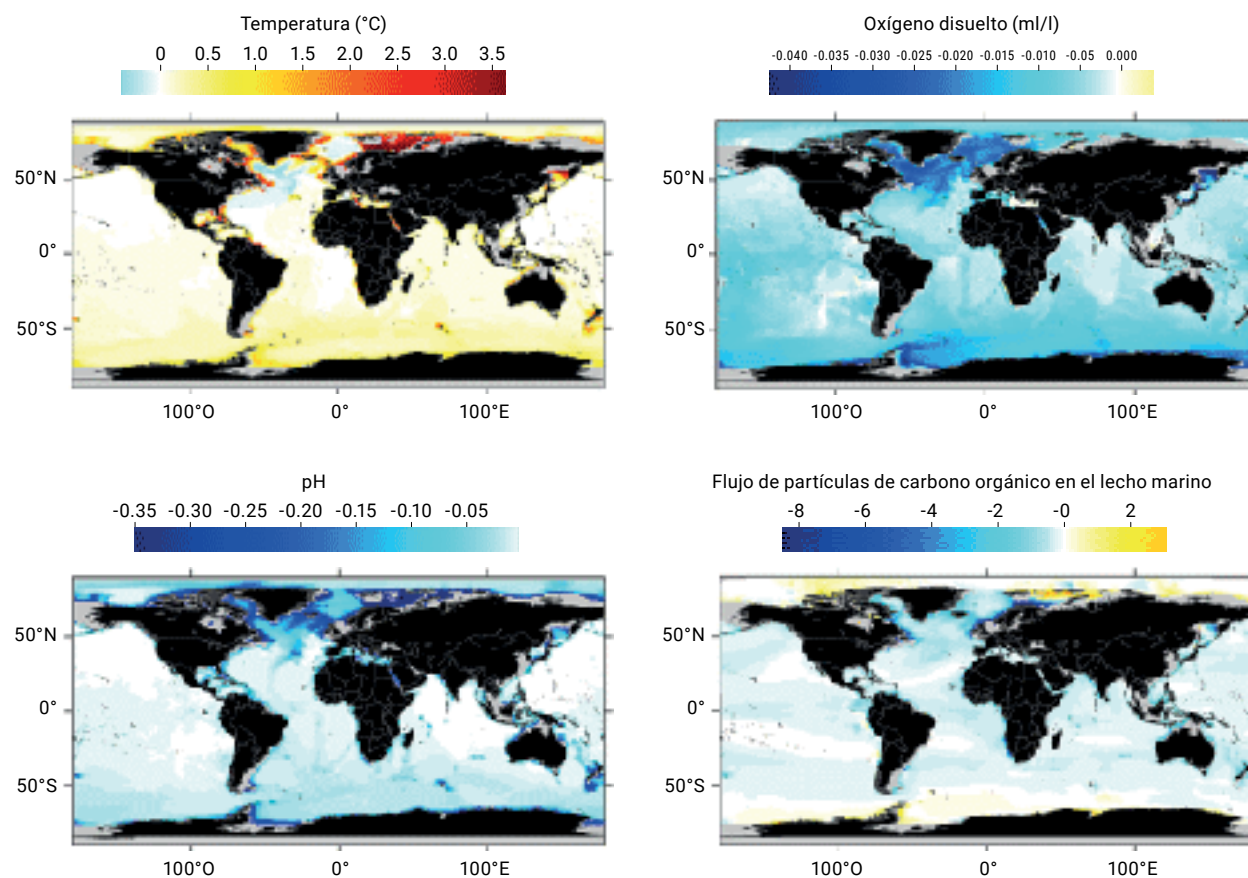
² Pueden consultarse en <http://love.statoil.com>.

profundas parecen estar cerca de sus límites de tolerancia térmica (Georgian et al., 2016b; Morato et al., 2020). Este hecho puede ser especialmente importante en regiones donde la temperatura del océano cambia más deprisa (Levin y Le Bris, 2015; véase también el cap. 5 de la presente Evaluación). La expansión de las zonas de mínimo oxígeno quizás sea la amenaza más inmediata para los corales vivos (Fink et al., 2012; Lunden et al., 2014; Tamborrino et al., 2019).

En los extremos más profundos de su distribución, los corales parecen verse limitados por el grado de saturación de aragonito y calcita. Sin embargo, varias fuentes señalan que hay corales escleractinios que sobreviven y crecen por debajo del horizonte de saturación de aragonito (Baco et al., 2017; Gómez et al., 2018) y octocorales que perviven a profundidades cercanas o inferiores al horizonte de saturación de calcita (Quattrini et al., 2017).

En aguas subsaturadas, las colonias de coral pueden seguir calcificándose en experimentos de laboratorio, aunque se han observado respuestas variables de diferentes especies y poblaciones (Gammon et al., 2018; Georgian et al., 2016a). Las distintas respuestas de los corales de aguas frías a la acidificación oceánica apuntan a una sensibilidad interespecífica diferenciada a los cambios ambientales, y a la importancia del suministro de alimentos y la utilización de la energía en la naturaleza de la respuesta (Kurmann et al., 2017; Glazier et al., 2020). Al reducirse la cobertura tisular de los esqueletos coralinos, los corales pueden volverse más vulnerables a la acidificación, ya que la disminución del pH puede incrementar la disolución química (Hennige et al., 2015) e incluso la velocidad de bioerosión (Schönberg et al., 2017) del esqueleto de coral muerto, que constituye una parte importante de la estructura del arrecife de coral que sigue en pie.

Figura IV
Cambios ambientales modelizados en fondos marinos profundos para el año



Fuente: Sweetman et al., 2017.

Los experimentos de laboratorio han demostrado que la tolerancia de los corales de aguas frías a las temperaturas altas, el pH bajo y el oxígeno disuelto bajo mejora cuando abundan los recursos nutricionales. Por ejemplo, se destacó que los pulsos alimentarios regulares al escleractinio hermatípico (formador de arrecife) *Lophelia pertusa* eran importantes para mantener su tasa metabólica (Georgian et al., 2016a; Maier et al., 2019). Estudios recientes han puesto de manifiesto que *L. pertusa* alberga un microbioma versátil, probablemente moldeado por el estado nutricional o las condiciones ambientales, mientras que *Madrepora oculata*, otro coral formador de arrecife, tiene un microbioma más estable y homogéneo, independientemente de las condiciones subyacentes (Meistertzheim et al., 2016). Sin embargo, no se ha determinado el grado en que esa variabilidad de la comunidad microbiana confiere plasticidad metabólica a las especies de coral en su entorno natural. Los trabajos experimentales han esclarecido el modo en que

las esponjas, que hacen contribuciones fundamentales a los ecosistemas de los corales de aguas frías, pueden proliferar en condiciones de limitación de alimentos (Kazanidis y Witte, 2016; Kazanidis et al., 2018).

Entre las nuevas amenazas figuran la basura marina, incluidos los microplásticos (véase también el cap. 12) observados en los corales a todas las profundidades oceánicas (Taylor et al., 2016), y las perturbaciones físicas relacionadas con la explotación minera en aguas profundas (véase también el cap. 18), en particular en los montes submarinos y en las proximidades de depósitos hidrotérmicos activos y extintos. Existe la posibilidad de que las iniciativas de restauración directa de las comunidades de corales de aguas profundas aceleren la recuperación tras las perturbaciones, aunque solo se ha llevado a cabo un número limitado de estudios piloto para examinar esas técnicas (p. ej., Boch et al., 2019).

3. Consecuencias económicas y sociales

Los corales de aguas frías se interrelacionan cada vez más con los intereses económicos y sociales humanos, a medida que se amplía la variedad de actividades humanas en las aguas profundas. Los cambios en la distribución de los corales de aguas frías propiciados por la eliminación o la supervivencia diferencial, junto con los cambios en la salud y el metabolismo, afectarán a numerosos Objetivos de Desarrollo Sostenible. Aparte de los cambios evidentes y directos relacionados con el Objetivo 14, los corales de aguas frías y las esponjas tienen cada vez más interés como recursos genéticos para el desarrollo de productos farmacéuticos (Molinski et al., 2009; Rocha et al., 2011), el cual se vería afectado por la pérdida de especies y hábitats. Los hábitats de los corales de aguas frías y las esponjas secuestran activamente el carbono mediante la alimentación y la precipitación de carbonato en las profundidades marinas (Kahn et al., 2015; Soetaert et al., 2016). Aunque existen pocas estimaciones empíricas de la velocidad de esos procesos, el secues-

tro de carbono por los corales de aguas frías podría contribuir a mitigar el cambio climático mundial (Objetivo 13), incluida la acidificación del océano (meta 14.3).

Los corales de aguas frías también proporcionan un hábitat a numerosos peces, incluidas muchas especies pesqueras importantes como el pez espada, el pez reloj y los peces del grupo de los pargos y los meros (Ross y Quattrini, 2009; Morato et al., 2020). Los ecosistemas de los corales de aguas frías también reciclan nutrientes en las profundidades que luego vuelven a la superficie mediante la surgencia y contribuyen la productividad de las aguas poco profundas (White et al., 2012b; Soetaert et al., 2016). Por tanto, los cambios en su distribución y su función ecosistémica afectarán al Objetivo 2, y en consecuencia a la seguridad alimentaria duradera, y al uso de los recursos marinos (Objetivo 12). Los cambios en la disponibilidad de recursos nutricionales o genéticos derivados de los corales de aguas frías afectarían desproporcionadamente a los

beneficios económicos que obtienen los pequeños Estados insulares en desarrollo y los países menos adelantados, lo cual obstaculizaría el logro del Objetivo 10.

Gracias a iniciativas de conservación recientes, se han protegido ecosistemas de corales de aguas frías y esponjas; en particular, gracias a la prohibición de pescar impuesta por

la Unión Europea y en el entorno de muchos montes submarinos del Pacífico septentrional y meridional, y al establecimiento de áreas protegidas como el Northeast Canyons and Seamounts Marine National Monument, el área protegida de las islas Fénix y el Pacific Remote Islands National Marine Monument.

4. Principales cambios y consecuencias regionales

Si bien las actividades humanas están afectando a los corales de aguas frías en todo el mundo, existe una heterogeneidad regional en cuanto al grado de esos impactos. Por ejemplo, las actividades relacionadas con el petróleo y el gas en alta mar están más extendidas en el golfo de México (Cordes et al., 2016), lo que puede generar problemas mayores en esa región. La exploración de petróleo y gas en aguas profundas está creciendo en el Caribe, el Atlántico meridional (frente a las costas del Brasil, Namibia y Sudáfrica) y el océano Índico (frente a las costas de Mozambique y Sudáfrica). Esta expansión y sus posibles efectos conexos se producen en regiones donde existe menos capacidad para realizar y analizar evaluaciones ambientales de las profundidades marinas, por lo que los esfuerzos futuros deben centrarse en aumentar esa capacidad (véase también la secc. 8). La pesca de arrastre de fondo en aguas profundas tiende a concentrarse solo en algunas regiones del mundo (p. ej., el Pacífico sudoccidental y el océano Índico). Aunque la cantidad de fondo marino afectado y la explotación total se han reducido en los últimos decenios, la distribución limitada de esas actividades pesqueras hace que los consiguientes impactos sobre los arrecifes y jardines de corales de aguas frías se concentren en los pináculos y los montes submarinos donde se pesca.

La variabilidad regional de los efectos del cambio climático generará impactos regionales específicos sobre los corales de aguas frías. Por ejemplo, en las zonas de surgencia (como el Pacífico Norte), la saturación de aragonito y calcita se alcanza a profundidades

relativamente pequeñas. En esas regiones, en las que los corales escleractinios viven cerca de los horizontes de saturación, las especies corren más riesgo de verse expuestas a la acidificación del océano en plazos relativamente cortos (Gómez et al., 2018). Entre los cambios previstos en la circulación oceánica, en el marco de las hipótesis relacionadas con el cambio climático, se incluye una desaceleración de la circulación meridional de retorno del Atlántico (Bryden et al., 2005; Thornalley et al., 2018), que se espera que afecte a la temperatura, la salinidad y el suministro de alimentos a los corales del océano Atlántico septentrional.

Los nuevos impactos relacionados con los microplásticos y la explotación minera en aguas profundas también varían de una región a otra. Se prevé que los impactos vinculados a los microplásticos sean mayores en las regiones donde hay cañones marinos, ya que estas formaciones facilitan la captura y “canalización” de la materia sumergida (Fabri et al., 2019; Pham et al., 2014). En los montes y las mesetas submarinos se forman costras de hierro y manganeso con alto contenido de cobalto, cuya extracción está impulsada por el desarrollo tecnológico de las baterías. En los últimos años, la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos ha expedido licencias de exploración para zonas del océano Pacífico noroccidental y el océano Atlántico meridional que albergan montes submarinos con octocorales y corales pétreos. Se han firmado contratos de arrendamiento para la extracción de nódulos polimetálicos en la zona de fractura de Clarion-Clipperton y es posible que pronto empiecen a extraerse sulfuros masivos del fondo

marino frente a la costa de Papua Nueva Guinea. Ambas regiones poseen corales de aguas frías, en particular especies longevas de corales negros antipatarios (Boschen et al., 2013;

Molodtsova y Opresko, 2017), lo que hace que el tiempo de recuperación tras esas actividades de extracción sea muy largo.

5. Perspectivas

Las tendencias actuales indican que las actividades humanas y los efectos del cambio oceánico mundial seguirán yendo a más en las aguas profundas. Las respuestas de los corales de aguas frías podrían consistir en cambios en la distribución, alteraciones metabólicas y fisiológicas y disminuciones locales y posiblemente generalizadas de la diversidad genética, e incluso la extinción de especies. Todas

y cada una de esas respuestas afectarían a la distribución y la magnitud de los servicios ecosistémicos que proporcionan los corales de aguas frías. El logro de la meta 14.5 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, la conservación del 10 % de las zonas costeras y marinas, mejoraría considerablemente las perspectivas de los corales de aguas frías.

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos

En el nivel más básico, gran parte de los fondos oceánicos sigue sin cartografiarse, aunque el proyecto Seabed 2030 ha avanzado mucho y los modernos estudios batimétricos multi-haz abarcan ahora aproximadamente el 20 % de los fondos marinos (grupo de compilación del Mapa Batimétrico General de los Océanos (GEBCO), 2020). Como las aguas profundas son tan remotas, los conocimientos actuales sobre los corales de aguas frías y las estructuras que forman, así como sobre la variabilidad de los principales factores ambientales, siguen siendo muy limitados. Existe una clara necesidad de vigilar las variables ambientales (p. ej., la temperatura, el oxígeno disuelto y el pH), en particular en las zonas cercanas al límite de los nichos de las especies de coral, como la periferia de las grandes zonas de mínimo oxígeno, las proximidades del horizonte de saturación de aragonito o las cuencas en las que la temperatura ya es alta (en concreto, las profundidades del Mediterráneo), así como en aquellas donde los ecosistemas de los corales de aguas frías se ven amenazados por un cúmulo de factores de estrés derivados de las actividades humanas.

Sigue habiendo importantes lagunas de conocimientos en relación con la resiliencia de los corales de aguas frías a los cambios en las condiciones oceanográficas. En particular, faltan investigaciones sobre los efectos de la desoxigenación, en comparación con los estudios sobre la acidificación de los océanos (Levin y Le Bris, 2015). Los costos energéticos a largo plazo vinculados a la aclimatación de los corales, o la capacidad de adaptación a todos y cada uno de los factores de estrés relacionados con los cambios oceánicos, y sus combinaciones, siguen por determinar para la mayoría de las especies. En general, la estructura de los corales muertos se ha estudiado poco, y los conocimientos sobre los procesos de bioerosión y los efectos de la acidificación del océano son limitados.

Se sigue careciendo de información biológica básica sobre muchas especies de coral y, de manera similar, no hay certeza de que otras especies puedan utilizarse como “sustitutas”. La mayoría de los estudios experimentales realizados hasta la fecha se refiere al “organismo modelo” *Lophelia pertusa*. Es necesario aplicar los estudios experimentales a otras especies de corales de aguas frías de diversos grupos

taxonómicos (a saber, octocorales y antipatarios) y a otros grupos de aguas profundas, como las esponjas, a fin de comprobar la universalidad de las conclusiones extraídas de ese organismo modelo. Los investigadores están prestando más atención a los estudios sobre la reproducción y la edad y el crecimiento (p. ej., Larcom et al., 2014), y el creciente uso de la “genética del paisaje marino” (p. ej., Miller y Gunasekera, 2017) puede ayudar a las autoridades a adoptar medidas de ordenación a gran escala más integradas. No obstante, es necesario mejorar el desarrollo de marcadores para que la genética contribuya a la futura investigación sobre la conectividad de los corales y a la taxonomía de base molecular (Quattrini et al., 2017).

El avance de los métodos de modelización, en particular la modelización de la distribución de especies y la idoneidad del hábitat (Robert et al., 2016), el uso de nuevas tecnologías como el aprendizaje automático (Osterloff et al., 2016), la colaboración intersectorial (Murray et al., 2018) y el archivo adecuado de datos en bases de datos en línea mejorarán la disponibilidad de los datos y reducirán el tiempo de procesamiento, gracias a lo cual pueden mejorar las evaluaciones de la situación de los corales de aguas frías y las estructuras conexas. Si se superan los problemas relacionados con la limitada normalización de los estudios, mediante la elaboración y utilización de protocolos normalizados para la obtención y el análisis de vídeos, mejorará la comparabilidad de los datos y, por tanto, la ampliación de la escala

espacial, de la local a la regional (Davies et al., 2017); Girard y Fisher, 2018).

Aunque a menudo se exigen estudios de referencia antes de emprender actividades industriales (Cordes et al., 2016), el derrame de petróleo de la plataforma Deepwater Horizon puso de relieve la falta de información local sobre los corales de aguas frías, y las aguas profundas en general. Hace poco que se han instaurado las evaluaciones de referencia de la situación de esos ecosistemas; las primeras datan de la década de 1980 y se siguen descubriendo muchos hábitats de corales de aguas frías incluso en regiones relativamente bien exploradas. Además, cuando se llevan a cabo estudios, la información suele estar sujeta a derechos de propiedad y no se pone a disposición del público, lo que limita la difusión de los datos de referencia y su incorporación a nuevas investigaciones y a iniciativas más amplias de modelización. Además, los estudios pueden diseñarse para buscar peligros y no para caracterizar el entorno o documentar la fauna y, pueden no resultar útiles para conocer mejor los hábitats de los corales de aguas frías. Se está exigiendo la presentación de documentación sobre los hábitats, en relación con las actividades industriales. Por ejemplo, la recopilación de datos de referencia detallados es obligatoria para los contratistas que exploran las profundidades marinas de la Zona³ en busca de minerales bajo los auspicios de la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos, lo cual puede constituir un medio para subsanar algunas de las actuales carencias de información sobre esos hábitats de aguas profundas.

7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

La recopilación de los datos necesarios para evaluar la situación y las tendencias de los ecosistemas de las profundidades marinas es difícil, lenta y costosa. Existe una necesidad ur-

gente de mejorar la capacidad de realizar esos estudios, en particular en los países en desarrollo. Para dichos estudios, es fundamental conocer bien la taxonomía de las especies in-

³ Por “Zona” se entiende los fondos marinos y oceánicos y su subsuelo fuera de los límites de la jurisdicción nacional (Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar, artículo 1).

vestigadas, que es necesaria para evaluar correctamente los tamaños y las distribuciones poblacionales, y para atribuir adecuadamente los impactos. Por ejemplo, la especie de coral de aguas profundas por antonomasia, *Lophelia pertusa*, figura actualmente como *Desmophyllum pertusum* en la base de datos del Registro Mundial de Especies Marinas, dadas las pruebas presentadas en Addamo et al. (2016). Sin embargo, el cambio de nombre sigue siendo controvertido, ya que hay un gran número de poblaciones en todo el mundo de las que existen pocos datos genéticos o genómicos, y el género *Desmophyllum*, por lo demás, solo está integrado por especies solitarias. La identificación adecuada de los corales de aguas frías plantea en sí misma problemas de capacidad, al haberse reducido en los últimos años el número de taxónomos debidamente capacitados, sobre todo en materia de octocorales.

El acceso a los instrumentos necesarios para estudiar los hábitats de los corales de aguas frías y los conocimientos técnicos adecuados para utilizar dichos instrumentos (p. ej., las ecosondas multihaz y los vehículos de aguas profundas tripulados y no tripulados) represen-

tan un problema importante en muchas de las zonas donde abundan los corales de aguas frías y donde su distribución se solapa con la ubicación de las actividades industriales propuestas. Los instrumentos y la capacitación necesarios para reunir datos de referencia adecuados que permitan evaluar el impacto de la actividad industrial en los corales de aguas frías se deben poner a disposición de los países en los que se realizan las actividades e, idealmente, deben ubicarse en dichos países. Además, en aquellos casos en que ya se han producido impactos, existe poca capacidad en cualquier parte del mundo para recuperar los corales de aguas profundas. El perfeccionamiento de técnicas eficaces representa un déficit clave de capacidad en el que debería centrarse la labor futura y que será cada vez más importante. Aunque la brecha en materia de creación de capacidad es más evidente en los Estados en desarrollo, las aguas profundas son tan remotas y están tan poco exploradas que también en los Estados desarrollados siguen existiendo numerosas carencias en materia de capacidad e información.

Bibliografía

- Addamo, Anna Maria, et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (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., et al. (2019). Coral translocation as a method to restore impacted deep-sea coral communities. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 540.

- Boschen, Rachel E., et al. (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., et al. (2005). Slowing of the Atlantic meridional overturning circulation at 25 N. *Nature*, vol. 438, No. 7068, pp. 655–657.
- Cathalot, Cécile, et al. (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, et al. (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.
- _____ (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., et al. (2008). Coral communities of the deep Gulf of Mexico. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 55, No. 6, pp. 777–787.
- _____ (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2018). The effect of local hydrodynamics on the spatial extent and morphology of cold-water coral habitats at Tisler Reef, Noruega. *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., et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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.
- Freiwald, A., et al (2017). Global distribution of cold-water corals (version 5.0). Fifth update to the dataset in Freiwald and others (2004) porUNEP-WCMC, en colaboración con Andre Freiwald y John Guinotte. Cambridge (Reino Unido): Programa del Medio Ambiente de las Naciones Unidas, World Conservation Monitoring Centre.
- Gammon, Malindi J., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (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., et al. (2018). Growth and feeding of deep-sea coral *Lophelia pertusa* from the California margin under simulated ocean acidification conditions. *PeerJ*, vol. 6, e5671.
- Grupo de compilación del Mapa Batimétrico General de los Océanos (GEBCO) (2020). GEBCO 2020 Grid (doi:10.5285/a29c5465-b138-234d-e053-6c86abc040b9).
- Hebbeln, Dierk, et al. (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., et al. (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., et al. (2019). Genetic connectivity of deep-sea corals in the Nueva Zelandia region. *Nueva Zelandia Aquatic Environment & Biodiversity Report*, Wellington.
- Hsing, Pen-Yuan, et al. (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., et al. (2015). Benthic grazing and carbon sequestration by deep-water glass sponge reefs. *Limnology and Oceanography*, vol. 60, No. 1, pp. 78–88.
- Kazanidis, Georgios, et al. (2018). Unravelling the versatile feeding and metabolic strategies of the cold-water ecosystem engineer *Spongisorites 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 *Spongisorites coralliophaga*-coral rubble communities at two northeast Atlantic cold water coral reefs. *Marine Biology Research*, vol. 12, No. 9, pp. 932–947.
- Kurmann, Melissa, et al. (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., et al. (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., et al. (2014). Embryogenesis and larval biology of the cold-water coral *Lophelia pertusa*. *PLoS One*, vol. 9, No. 7, e102222.
- Lartaud, Frank, et al. (2017). Growth patterns in long-lived coral species. In *Marine Animal Forests: The Ecology of Benthic Biodiversity Hotspots*, eds. Sergio Rossi et al.. 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., et al. (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., et al. (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, et al. (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., et al. (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.
- _____ (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, et al. (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-Cliperton Fracture Zone. *Marine Biodiversity*, vol. 47, No. 2, pp. 349–365.
- Morato, Telmo, et al. (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, et al. (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.
- Naciones Unidas (2017). Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos. Cambridge: Cambridge University Press.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2009). Directrices Internacionales para la Ordenación de las Pesquerías de Aguas Profundas en Alta Mar. Roma.
- Osterloff, Jonas, et al. (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., et al. (2014). Marine litter distribution and density in European seas, from the shelves to deep basins. *PloS One*, vol. 9, No. 4.
- Pierdomenico, Martina, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (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., et al. (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, et al. (2011). Cnidarians as a Fuente 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., et al. (2017). Bioerosion: the other ocean acidification problem. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 74, No. 4, pp. 895–925.
- Soetaert, Karline, et al. (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., et al. (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, art. 4.
- Tamborrino, Leonardo, et al. (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., et al. (2016). Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 33997.
- Thornalley, David J.R., et al. (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., et al. (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 14, pp. 3941–3963.
- Van Engeland, Tom, et al. (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, et al. (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, et al. (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., et al. (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, et al. (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 et al. (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, et al. (2018). The giant Mauritanian cold-water mound province: Oxygen control on coral mound formation. *Quaternary Science Reviews*, vol. 185, pp. 135–152.
- Williams, Alan, et al. (2010). Seamount megabenthic assemblages fail to recover from trawling impacts. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 183–199.
- Zeng, Cong, et al. (2017). Population genetic structure and connectivity of deep-sea stony corals (Order Scleractinia) in the Nueva Zelandia region: Implications for the conservation and management of vulnerable marine ecosystems. *Evolutionary Applications*, vol. 10, No. 10, pp. 1040–1054.

Capítulo 7F

Estuarios

y deltas

Contribuidores: Colin D. Woodroffe (coordinador), Bing Qiao, Ronaldo Christofolletti, Dana E. Hunt, Pablo Muniz y Moriaki Yasuhara.

Ideas clave

- Las poblaciones humanas, la pesca, el transporte marítimo, las actividades de ingeniería, incluidas las presas situadas río arriba, y las actividades recreativas y turísticas ejercen presión sobre los recursos y la salud de los estuarios y los deltas.
- No se conocen del todo las interacciones entre los distintos factores de estrés que afectan a los hábitats de los estuarios y los deltas.
- Sigue habiendo carencias fundamentales en relación con la determinación de índices mensurables de la salud de los ecosistemas y el bienestar humano en los diversos sistemas de estuarios y deltas.

1. Introducción

Los estuarios y los deltas, donde los grandes ríos desembocan en el mar, son sistemas muy productivos que sustentan una biota diversa y se estructuran en forma de gradientes temporalmente variables en cuanto a salinidad, nutrientes y otros factores. La variabilidad refleja tanto factores naturales (p. ej., las precipitaciones, las mareas) como antropógenos (p. ej., el desarrollo, la carga de contaminantes). Si bien suelen ser sistemas muy poblados y perturbados en su estado natural, los estuarios y los deltas suelen contar con diversidad biológica en ecosistemas variados, muchos de los cuales se tratan en otros capítulos de la presente Evaluación, como los manglares (cap. 7H), las marismas (cap. 7I), las praderas submarinas (cap. 7G), los sustratos arenosos y fangosos (cap. 7A) y una zona intermareal a menudo extensa (cap. 7A). Las desembocaduras de los ríos son lugares donde el agua dulce se mezcla con el océano, por lo que son formaciones que reciben nutrientes, sedimentos y contaminantes de origen terrestre (caps. 10 a 13) y a menudo albergan especies invasoras, procedentes sobre todo del agua de lastre (cap. 22). Los estuarios y los deltas son valiosos por su biota intrínseca y por la pesca comercial y de subsistencia que sustentan (cap. 15), así como por las actividades turísticas y recreativas que atraen. Su valor económico total se estimó en más de 6,1 billones de dólares en 2014, como se indica en la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017).

Económicamente importantes, urbanizados e industrializados, la mayoría de los estuarios

y los deltas se han visto transformados por la intervención humana. Padecen cada vez más los efectos del cambio mundial, entre ellos la subida del nivel del mar, los cambios en las precipitaciones y los peligros naturales conexos, como los ciclones y las marejadas ciclónicas (Renaud et al., 2013). La mayoría de las megalópolis son costeras, y traen aparejadas una industria pesada, una urbanización y unas actividades recreativas que pueden dañar esas zonas (Todd et al., 2019). La primera Evaluación contenía una evaluación mundial e integrada preliminar del estado de los estuarios y los deltas. Sobre la base de datos limitados, se consideró que, cualitativamente, pocas masas de agua estaban en muy buen estado, mientras que el 62 % de ellas se encontraba en mal o muy mal estado y la calidad de la mayoría estaba empeorando.

El presente capítulo contiene una actualización de la primera Evaluación, en la que se hace hincapié en el hecho de que los estuarios y los deltas proporcionan hábitats únicos a muchos organismos, tanto de origen marino como costero, así como espacio para el esparcimiento, suministro de alimentos y fuentes de agua para los seres humanos. Estos entornos se ven afectados por perturbaciones a corto plazo, impulsadas por fenómenos concretos como las tormentas, y por tendencias de más largo plazo, como el cambio climático (Doney et al., 2012; Harris et al., 2018), las cuales suelen estar interconectadas (p. ej., tormentas que causan inundaciones problemáticas que se ven agravadas por la subida del nivel del mar). Se

han hecho avances en sistemas de observación como los satélites, las redes mundiales de observación y las boyas, que están diseñados para detectar cambios rápidos de las condiciones ambientales. Sin embargo, la capacidad

de vigilar, modelar o interpretar esas observaciones sigue sin estar lo bastante desarrollada para una ordenación óptima de los entornos de los estuarios y los deltas.

2. Cambios documentados en la situación de los estuarios y los deltas

2.1. Cambios ambientales ocurridos entre 2010 y 2020

2.1.1. Agua y sedimentos

En general, ha disminuido de forma constante el suministro de agua y sedimentos a través de los ríos, como consecuencia de actividades antropógenas en las cuencas hidrográficas de todo el mundo, entre ellas la modificación de las prácticas de ordenación de tierras y la construcción de presas (Li et al., 2018; Day et al., 2019; Dunn et al., 2019); sin embargo, el derretimiento del hielo terrestre y el permafrost también puede incrementar las aportaciones de agua dulce a los estuarios de alta latitud (cap. 3). El menor aporte de sedimentos acelera la pérdida de humedales costeros causada por la erosión y afecta al depósito de sedimentos blandos y a los animales filtradores, hecho que se ve potenciado por la extracción de arena (Anthony et al., 2015), mientras que un alto grado de sedimentación puede ensombrecer a productores primarios como las praderas submarinas y asfixiar a organismos bentónicos. La urbanización incrementa el caudal máximo y reduce el caudal permanente que llega a los estuarios, lo que causa variaciones posiblemente perjudiciales de la salinidad y pone en peligro los ecosistemas intermareales (Freeman et al., 2019).

2.1.2. Eutrofización

La carga de nutrientes (sobre todo de nitrógeno y fósforo) sigue siendo un grave problema en los estuarios, debido a su proximidad a las grandes ciudades y al continuo aumento de la agricultura, la silvicultura y la acuicultura (Pesce et al., 2018; Todd et al., 2019), así como a las aguas residuales domésticas, los

fertilizantes y los desechos animales, que generan hipoxia en el agua de fondo (Yasuhara et al., 2017; Breitburg et al., 2018a, 2018b). La eutrofización también puede hacer que proliferen cianobacterias, dinoflagelados y a veces macroalgas (Teichberg et al., 2010), incluida la proliferación de algas nocivas. La situación se ha estabilizado o está mejorando parcialmente en los países desarrollados (p. ej., en la bahía de Chesapeake (Estados Unidos) y en la bahía de Osaka (Japón)) gracias a las mejoras en el saneamiento y a la disminución de la carga de nutrientes (Lefcheck et al., 2018), pero está empeorando rápidamente en el litoral de los países asiáticos populosos, debido al saneamiento deficiente, el elevado flujo de nutrientes y el mayor crecimiento demográfico (Boesch, 2019). La hipoxia del agua de fondo puede hacer que mueran peces, lo cual repercute en las economías locales (Breitburg et al., 2018a, 2018b; Yasuhara et al., 2019).

2.1.3. Cambio mundial

El cambio mundial ya está afectando a los estuarios y los deltas. Se ha observado que las zonas de distribución de peces y crustáceos se están extendiendo hacia los polos (Hallett et al., 2017; Pecl et al., 2017). La mayor frecuencia de las tormentas y los fenómenos meteorológicos extremos afectan a la salinidad y la sedimentación (Prandle y Lane, 2015; Day y Rybczyk, 2019). La futura subida de las temperaturas podría causar extinciones localizadas e incrementar las concentraciones de patógenos microbianos y los riesgos para la salud pública (Robins et al., 2016). La subida del nivel del mar se verá agravada por las crecidas fluviales, lo cual causará inundaciones más extensas de las zonas costeras (Moftakhari et al., 2015,

2017; Kumbier et al., 2018; Ikeuchi et al., 2017; Nichols et al., 2019). El costo anual de las inundaciones de las ciudades costeras podría situarse en torno a los 60.000 o 63.000 millones de dólares para 2050 (Hallegatte et al., 2013) y se prevé que, para el año 2200, el 1,46 % de la población mundial se vea desplazada por las inundaciones permanentes (Desmet et al., 2018). Las inundaciones pueden causar importantes pérdidas de hábitat debido a la compresión del litoral, por la cual la infraestructura fija impide la migración de los ecosistemas intermareales hacia la tierra (Doody, 2013; Phan et al., 2015).

2.1.4. Subsistencia de los deltas

El estrés antropógeno está afectando de manera especial a los deltas debido a la gran velocidad a la que sube el nivel relativo del mar y a la vulnerabilidad socioeconómica (Tessler et al., 2015; Hiatt et al., 2019). El impacto de la subida del nivel del mar se ve exacerbado por la subsidencia de los grandes deltas (megadeltas) causada por las actividades humanas, sobre todo por la extracción de agua subterránea (Syvitski et al., 2009); Erban et al., 2014; Auerbach et al., 2015; Brown y Nicholls, 2015; Schmidt, 2015; Minderhoud et al., 2017, 2019; Wright y Wu, 2019). La infraestructura de protección puede ser capaz de limitar las amenazas actuales; sin embargo, es posible que las soluciones de ingeniería no sean factibles en países densamente poblados o de bajos ingresos (Tessler et al., 2016).

2.1.5. Especies invasoras

Muchos estuarios y deltas albergan grandes puertos y tienen graves problemas con las especies invasoras, relacionados con la descarga de agua de lastre de los buques (Astudillo et al., 2014; Shalovenkov, 2019). Las especies invasoras pueden influir directamente en la disminución de los recursos y en la salud de los estuarios y los deltas, al afectar a su ecología y su equilibrio, lo cual supone un grave peligro para la biodiversidad de ambos sistemas. Se ha acelerado la velocidad a la que se introducen especies invasoras, lo cual es un reflejo del crecimiento del transporte marítimo (Seebens et al., 2017). En general, el número de especies

invasoras es unas 30 veces mayor en los países de ingresos altos que en los de ingresos bajos, debido al comercio y a la población, y a la capacidad de detectar esas invasiones (Seebens et al., 2018). Se ha observado que la velocidad de introducción ha ido disminuyendo en los mares europeos, incluido el Mediterráneo (Korpinen et al., 2019).

2.1.6. Degradación y recuperación de los servicios ecosistémicos

Los estuarios y los deltas proporcionan servicios ecosistémicos esenciales en materia de aprovisionamiento, regulación, apoyo y cultura (cap. 44 de la primera Evaluación). Los sistemas facilitan el esparcimiento mediante actividades como el remo, la natación, la observación de la vida silvestre y la pesca (Whitfield, 2017). Algunos organismos desempeñan funciones importantes como miembros fundamentales y crean, modifican y mantienen hábitats. Las ostras, por ejemplo, forman arrecifes que configuran el hábitat, reducen la erosión y mejoran la calidad del agua. Sin embargo, en los estuarios degradados, las ostras se ven afectadas por la sobrepesca, la carga de sedimentos y las enfermedades, así como por el aumento de la acidez del océano (Janis et al., 2016; Day y Rybczyk, 2019). La pérdida de praderas submarinas, marismas y manglares, así como la degradación de la calidad del agua (Reynolds et al., 2016; Schmidt et al., 2017), hacen que se reduzcan la diversidad y la abundancia de alevines (Whitfield, 2017). Las iniciativas de recuperación han tenido éxito en relativamente pocos estuarios, pero también pueden incorporarse a las estrategias de protección de la costa natural (Bilkovic et al., 2016; Ducrottoy et al., 2019).

2.2. Factores relacionados con los cambios: fuerzas motrices, presiones, impactos y respuestas

Muchas actividades humanas han dañado la salud y la productividad de los estuarios y los deltas, desde impactos directos, como el desarrollo que destruye el hábitat, hasta impactos indirectos a largo plazo causados por el cam-

bio climático mundial (Cavallaro et al., 2018). Los asentamientos humanos, la infraestructura costera invasiva, las actividades recreativas, la pesca (peces y mariscos), la recuperación de tierras y el relleno de humedales ejercen una presión cada vez mayor (Sengupta et al., 2018) que causa degradación ambiental y pérdida de organismos marinos sensibles (Buttigieg et al., 2018), lo cual ha hecho que se redoblen los esfuerzos por proteger los ecosistemas por su valor intrínseco, por el bien de la salud humana y para usar de manera sostenible los recursos. Presiones humanas adicionales como la construcción de grandes puertos de contenedores con buques de gran calado también modifican los entornos de los estuarios mediante el dragado y el uso de lodos de dragado para ampliar las playas o modificar las costas (Grupo Inter-gubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2019).

Todavía resulta difícil predecir la intensidad y la escala de las fuerzas motrices y las presiones o la respuesta de las comunidades biológicas y las funciones ecosistémicas. La temperatura, las anomalías en las precipitaciones y la subida del nivel del mar causan impactos considerables en los ecosistemas de los estuarios, tanto a corto como a largo plazo (Elliott y Whitfield, 2011; McLeod et al., 2011; Condie et al., 2012; Turra et al., 2013; Bernardino et al., 2015, 2016). Tanto los promedios a largo plazo como la superación a corto plazo de los límites fisiológicos afectarán al metabolismo, el crecimiento y la reproducción de la biota de los estuarios,

lo cual, combinado con la eutrofización local, puede causar un agotamiento considerable del oxígeno y provocar una muerte masiva de organismos (Gillanders et al., 2011). A más largo plazo, la presión ecológica de las actividades pesqueras está afectando a las poblaciones de peces y a los ecosistemas (Muniz et al., 2019). Por ejemplo, en el Río de la Plata, el esfuerzo de pesca de las flotas artesanal e industrial se ha mantenido constante o incluso ha disminuido ligeramente, pero las capturas de las dos especies más importantes han alcanzado sus valores más bajos en los últimos 35 años (Giannelli y Defeo, 2017; García-Alonso et al., 2019).

Aunque muchas actividades humanas tienen consecuencias negativas para la salud de determinados estuarios y deltas, recientemente se han hecho esfuerzos por restablecer la productividad de las aguas costeras, en particular mediante la elaboración de planes de gestión de nutrientes y contaminantes, la recuperación de ecosistemas y especies clave y la protección de estuarios y deltas en parques y áreas marinas protegidas (Lefcheck et al., 2018; Boesch, 2019). En algunos lugares, como los Estados Unidos y Hong Kong (China), se han recuperado arrecifes de ostras, que ahora protegen el litoral y filtran la columna de agua (Morris et al., 2019). En otras zonas, las praderas submarinas, las marismas o los manglares pueden desempeñar funciones similares para proteger el litoral de las tormentas y la subida del nivel del mar y para proporcionar un hábitat crucial a los alevines y otra biota.

3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano

Los estuarios y los deltas tienen importancia socioeconómica y cultural, ya que proporcionan bienes y servicios, incluidos recursos pesqueros y procesos ecosistémicos. Hay comunidades tradicionales locales que dependen de esos recursos para obtener su sustento, en particular de la pesca de subsistencia y los ingresos procedentes de las actividades turís-

ticas. Por consiguiente, para entender los cambios y gestionar su impacto en los estuarios y los deltas, es esencial considerar de forma integrada los problemas ambientales, biológicos, culturales, económicos y antropológicos.

La Organización Mundial de la Salud propugna el concepto de “Una Salud” para integrar la interfaz entre personas, animales y ecosistemas,

ya que se ha reconocido que los cambios en cualquiera de esos elementos afectarán a los demás. El deterioro de la salud de los estuarios debido al aumento de los contaminantes o de las especies invasoras puede suponer una amenaza directa para la salud humana. El nivel de impacto en los seres humanos depende de factores socioecológicos. Mientras que las poblaciones urbanas pueden sufrir las consecuencias de la menor protección contra las tormentas y del consumo de pescado contaminado, las comunidades indígenas locales también pueden sufrir una pérdida de valores culturales y padecer problemas de saneamiento y desigualdad social. Las poblaciones indígenas y las comunidades costeras locales han desarrollado conocimientos y técnicas tradicionales pertinentes para la conservación, el uso sostenible y la ordenación de los estuarios (Breitburg et al., 2018b). Los cambios en los estuarios causados por la urbanización pueden conducir a una pérdida de la identidad y las prácticas culturales de las comunidades que dependen de esos recursos para su subsistencia.

Actualmente, hay más conciencia sobre los servicios ecosistémicos de los estuarios y los conflictos que han estallado como consecuencia de cambios en los ecosistemas (Nicholls et al., 2018). La ciencia puede ser un instrumento poderoso en la interfaz con las políticas para fundamentar la adopción de decisiones locales, regionales y nacionales e integrarla en los objetivos mundiales, como la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible¹ ((Dietz, 2013; Howarth y Painter, 2016). La integración de la participación pública, en particular de los pueblos indígenas y las comunidades locales, en los análisis científicos puede propiciar una comunicación científica, una socialización y una toma de decisiones eficaces. Una mejor comunicación entre las partes interesadas contribuye a una transferencia eficaz de conocimientos y una ordenación adaptable; los sociólogos, por ejemplo, pueden ayudar a generar confianza entre los agentes (Fischhoff, 2013). La ciencia ciudadana, una disciplina novedosa y benefi-

cosa para las ciencias ambientales y sociales, podría crear vínculos entre los conocimientos tradicionales y los científicos y contribuir a una ordenación integrada de los estuarios mediante la inclusión de las poblaciones indígenas y las comunidades locales en los estudios científicos. La complejidad de los ecosistemas y las conexiones con otros hábitats hacen que la ordenación conjunta y la colaboración entre los gobiernos y las comunidades locales sean esenciales para preservar la biodiversidad costera y las funciones ecosistémicas (Teixeira et al., 2013; Brondizio et al., 2016).

Los cambios en los entornos de los estuarios y los deltas, los servicios ecosistémicos y las dinámicas socioeconómicas afectan al logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030. Por ejemplo, los conflictos socioecológicos en los estuarios, relacionados principalmente con los pueblos indígenas y las comunidades locales, están vinculados a objetivos relacionados con la pobreza (Objetivo 1), la igualdad de género (Objetivo 5), el saneamiento (Objetivo 6), las ciudades resilientes (Objetivo 11) y los alimentos marinos inocuos (Objetivo 14). Si fuera posible contrarrestar los impactos mediante acciones positivas coherentes con la Agenda 2030, se podrían obtener distintos beneficios para la sociedad en poco tiempo. La conservación de los estuarios y de su diversidad biológica y cultural está muy relacionada con las metas 14.2 y 14.5 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, referidos a la promoción de la protección y conservación de los recursos costeros (Neumann et al., 2017), y también podría proporcionar otros servicios, como el crecimiento del ecoturismo. La promoción del compromiso humano con la naturaleza fortalece las iniciativas de conservación de la naturaleza en los ecosistemas implicados. Para lograr ese objetivo, resulta valioso adoptar un planteamiento innovador, junto con las autoridades decisorias y la sociedad, para apoyar la ordenación adaptable, la conservación y el uso sostenible de los estuarios, en favor del bienestar humano de las generaciones futuras (Szabo et al., 2015).

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

4. Principales cambios y consecuencias regionales

Los estuarios y los deltas están muy extendidos por todo el mundo, pero no existe ningún inventario mundial y la categoría abarca diversos tipos geomorfológicos. En la primera Evaluación se señaló que podría haber unos 4.500 estuarios en total. Sin embargo, un modelo digital de elevación cuadrículado de todo el planeta ofrece una estimación más reciente, de más de 53.000 estuarios (McSweeney et al., 2017). Se calcula que hay unos 1.200 lagos y lagunas parcialmente salobres cerrados de manera intermitente, en particular a lo largo de costas dominadas por el oleaje de África meridional y Australia oriental. Estas formaciones experimentarán una serie de respuestas al cambio climático diferentes de las de los estuarios que están siempre abiertos al mar, entre ellas la alteración de los regímenes de apertura, el aumento de las inundaciones y la infiltración de agua salada en las aguas superficiales y subterráneas (Carrasco et al., 2016). Siguiendo un planteamiento similar, en un estudio reciente se ha señalado que existen unos 11.000 deltas en todo el mundo; de ellos, el 25 % ha experimentado una ganancia neta de tierras en los últimos decenios como consecuencia del mayor aporte de sedimentos fluviales provocado por la deforestación, mientras que la construcción de presas ha hecho que se reduzcan los sedimentos y se pierdan tierras en aproximadamente 1.000 sistemas de deltas (Nienhuis et al., 2020).

La primera Evaluación contenía una valoración preliminar de la situación de determinados es-

tuarios, con una clasificación por continentes. Siguen faltando datos para mejorar esa evaluación o para analizar los estuarios y los deltas siguiendo el marco regional específico de la presente Evaluación. Varias recopilaciones recientes proporcionan datos de varias regiones de las que antes existía poca documentación. Por ejemplo, se disponía de poca información sobre los estuarios del Ártico, que es probable que adquieran más importancia a medida que el calentamiento global abra el acceso a la navegación en esas regiones (Kosyan, 2017). Las compilaciones regionales han proporcionado más información sobre el hemisferio sur, con especial atención a los estuarios de la costa oriental de África y del océano Índico occidental (Diop et al., 2016), y un examen de los estuarios del Brasil (Lana y Bernardino, 2018). Antes se disponía de relativamente poca información sobre los numerosos estuarios y deltas situados a lo largo de los 18.000 km de costa de China, los cuales albergan muchas grandes megalópolis, como Shanghái y Guangzhou, que son muy susceptibles a los peligros costeros derivados de la subida del nivel del mar y las marejadas ciclónicas (Yin et al., 2012; Kuang et al., 2014; Chen et al., 2018). Esos megadeltas urbanizados son el hogar de millones de personas y a menudo albergan una rica biodiversidad, que se enfrenta a amenazas como la eutrofización, la contaminación, la modificación del litoral y las especies invasoras (Lai et al., 2016).

5. Perspectivas

Dadas las tendencias de los últimos decenios, se prevé que las poblaciones de las zonas costeras crezcan y que la continua urbanización se centre los estuarios y los deltas. Esos factores de estrés antropógenos serán las principales presiones que seguirán afectando a la biodiversidad y la salud de los hábitats de esos ecosistemas costeros. El cambio climá-

tico exacerbará las tensiones: parece probable que aumente la frecuencia de las tormentas y se prevé que se acelere la subida del nivel del mar, sobre todo en el caso de los grandes deltas que se están hundiendo. Una buena gobernanza puede mantener o mejorar la situación de los ecosistemas, aunque para proteger las

metrópolis de baja altitud será necesario mejorar la infraestructura de ingeniería.

La sostenibilidad de los estuarios y los deltas puede analizarse desde el punto de vista de los procesos funcionales utilizando perspectivas geomórficas, ecológicas o económicas (Mahoney y Bishop, 2018). Los cambios pueden favorecer o reducir la sostenibilidad, pero la mayoría de los cambios han sido perjudiciales (Day et al., 2016). Se prevé que los ecosistemas sufran consecuencias como la alteración de las redes tróficas, debido a la pérdida de especies esenciales, depredadores superiores o especies estructurales del ecosistema; la pérdida de hábitats, debido a la subida del nivel del mar y a la regeneración de tierras; y la migración hacia los polos de las especies marinas para adaptarse al cambio climático. En muchos estuarios y deltas ya se observa una reducción de los humedales a causa de la compresión del litoral y la acuicultura. Cabe esperar que sigan proliferando las especies invasoras, aunque se ha avanzado considerablemente en la identificación y la erradicación de los organismos invasores y en el establecimiento de prioridades al respecto.

Resulta más difícil prever las consecuencias socioeconómicas de un cambio continuo del sistema. Sin embargo, es probable que la mayor presión demográfica y la creciente urbanización en torno a los estuarios y en los deltas hagan que aumenten el dragado destinado a

mantener la navegabilidad, el aterramiento de los canales y la erosión de las costas, y que se pierdan humedales, lo cual reduciría el acceso a las actividades recreativas, las zonas de pesca y el agua limpia. A fin de proteger amplias zonas residenciales, industriales y agrícolas de las marejadas ciclónicas y la subida del nivel del mar, se necesitarán enormes inversiones en soluciones de ingeniería, y el fallo de estas infraestructuras sería catastrófico. En muchas zonas, llegará un momento en que será necesario trasladarse tierra adentro. Aun cuando se puedan contener las presiones derivadas de la expansión de las poblaciones humanas, se necesitarán inversiones considerables para restaurar hábitats críticos. Si se mejora la vigilancia y se invierte en investigación científica, se verán beneficiadas las evaluaciones sobre el cambio de los servicios ecosistémicos y las consecuencias para el bienestar humano. Se necesita una planificación costera integrada, a fin de hacer un uso sostenible y ampliar las actividades de conservación más allá de las zonas protegidas, lo cual puede exigir estrategias más amplias de financiación, por ejemplo de fuentes públicas, y una cooperación multi-sectorial. Es posible que la ordenación costera deba incluir nuevas normas de construcción, el etiquetado ecológico, instrumentos económicos innovadores para financiar la conservación y el pago por servicios ecosistémicos como el secuestro de carbono azul.

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad

Existen grandes dificultades para gestionar el uso de la tierra en los estuarios y los deltas de manera que las generaciones futuras puedan también disfrutar de los servicios estéticos, culturales y de sustento que proporcionan (Elliott et al., 2019). Los modelos actuales carecen de suficiente resolución espacial y temporal para simular futuros fenómenos extremos (Haigh et al., 2016; Robins et al., 2018), en particular inundaciones combinadas de fuentes fluviales y oceánicas. Esas inundaciones ha-

cen que se degrade el medio ambiente, entre otras cosas por la erosión de los humedales y la eutrofización, y exponen a las personas a patógenos perjudiciales transmitidos por el agua (Yin et al., 2018). Se sabe relativamente poco sobre los efectos a largo plazo de las intervenciones humanas rápidas en los deltas. Habrá que mejorar la caracterización de los puntos de inflexión socioeconómicos, a fin de evitar cambios inaceptables. Se necesitan más datos para centrar la conservación de los humedales

costeros en las zonas donde sería más beneficiosa o podría reducir la necesidad de construir estructuras de protección (Van Coppenolle et al., 2018; Van Coppenolle y Temmerman, 2019). La futura resiliencia de los megadeltas, y de las megalópolis que albergan, dependerá de los avances en las estrategias relativas a los recursos y las emergencias, y de las inversiones en la protección contra las inundaciones mediante costas artificiales y vivas. Es necesario integrar la modelización, la ingeniería y las ciencias naturales con las ciencias sociales y

la divulgación pública (Bonebrake et al., 2018). Las tecnologías innovadoras y las soluciones basadas en la naturaleza ya están ayudando a reducir la vulnerabilidad a los peligros costeros, pero se necesita una ciencia colaborativa para que las personas que viven en zonas de estuarios y deltas dispongan de información ambiental, predicciones fiables a corto y largo plazo y observaciones apropiadas para validar los modelos, lo cual contribuirá a mejorar las estrategias de resiliencia costera basadas en datos (Nichols et al., 2019).

Bibliografía

- Anthony, Edward J., et al. (2015). Linking rapid erosion of the Mekong River delta to human activities. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 14745.
- Astudillo, Juan-Carlos, et al. (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., et al. (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, et al. (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.
- _____ (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, et al. (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., et al. (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 et al. (2018a). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, vol. 359, No. 6371, eaam7240.
- _____ (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., et al. (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, et al. (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, et al. (2016). Coastal lagoons and rising sea level: a review. *Earth-Science Reviews*, vol. 154, pp. 356–368.
- Cavallaro, N., et al. (2018). *USGCRP, 2018: Second State of the Carbon Cycle Report (SOCCR2): A Sustained Assessment Report*. Washington, DC: U.S. Global Change Research Program.
- Chen, Shihong, et al. (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., et al. (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). Capítulo 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*, eds. Eric Wolanski et al., pp. 621–39. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00036-8>.
- Day, John W., et al. (2016). Approaches to defining deltaic sustainability in the 21st century. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 183, pp. 275–291.
- _____ (2019). Capítulo 9 – Delta Winners and Losers in the Anthropocene. In *Coasts and Estuaries*, eds. Eric Wolanski, et al., pp. 149–65. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814003-1.00009-5>.
- Desmet, Klaus, et al. (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, et al. (2016). *Estuaries: A Lifeline of Ecosystem Services in the Western Indian Ocean*. Springer.
- Doney, Scott C., et al. (2012). Cambio climático 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., et al. (2019). Temperate estuaries: their ecology under future environmental changes. In *Coasts and Estuaries*, pp. 577–594. Elsevier.
- Dunn, Frances E., et al. (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, et al. (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., et al. (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, et al. (2019). Impacts of urbanization and development on estuarine ecosystems and water quality. *Estuaries and Coasts*, vol. 42, pp. 1821–1838.
- García-Alonso, Javier, et al. (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. *Pesca Research*, vol. 190, pp. 53–60.

- Gillanders, Bronwyn M., et al. (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.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (2019). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*.
- Haigh, Ivan D., et al. (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, et al. (2013). Future flood losses in major coastal cities. *Nature Climate Change*, vol. 3, No. 9, p. 802.
- Hallett, Chris S., et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al. (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.
- Janis, Samuel, et al. (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, et al. (2019) *Multiple pressures and their combined effects in Europa's seas*. ETC/ICM Technical Report 4/2019: European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine waters, 164 pp.
- Kosyan, Ruben (2017). *The Diversity of Russian Estuaries and Lagoons Exposed to Human Influence*. Springer.
- Kuang, Cuiping, et al. (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, et al. (2018). Investigating compound flooding in an estuary using hydrodynamic modelling: a case study from the Shoalhaven River, Australia.
- Lai, Racliffe W.S., et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al. (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., et al. (2017). Intermittently closed/open lakes and lagoons: their global distribution and boundary conditions. *Geomorphology*, vol. 292, pp. 142–152.
- Minderhoud, P.S.J., et al. (2017). Impacts of 25 years of groundwater extraction on subsidence in the Mekong delta, Vietnam. *Environmental Research Letters*, vol. 12, No. 6, 064006.
- _____ (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., et al. (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.
- _____ (2017). Cumulative hazard: The case of nuisance flooding. *Earth's Future*, vol. 5, No. 2, pp. 214–223.
- Morris, Rebecca L., et al. (2019). Design options, implementation issues and evaluating success of ecologically engineered shorelines.
- Muniz, Pablo, et al. (2019). Río de la Plata: Uruguay. In *World Seas: An Environmental Evaluation*, pp. 703–724. Elsevier.
- Naciones Unidas (2017). *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Neumann, Barbara, et al. (2017). Strong sustainability in coastal areas: a conceptual interpretation of SDG 14. *Sustainability Science*, vol. 12, No. 6, pp. 1019–1035.
- Nicholls, Robert J., et al. (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, et al. (2019). Collaborative science to enhance coastal resilience and adaptation. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 404.
- Nienhuis, J. H., et al. (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., et al. (2017). Biodiversity redistribution under climate change: impacts on ecosystems and human well-being. *Science*, vol. 355, No. 6332, eaai9214.
- Pesce, M., et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (2016) Ecosystem services returned through seagrass restoration. *Restoration Ecology*, vol. 24, No. 5, pp. 583–588.
- Robins, Peter E., et al. (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.
- _____ (2018). Improving estuary models by reducing uncertainties associated with river flows. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 207, pp. 63–73.
- Schmidt, Allison L., et al. (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, et al. (2017). No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, vol. 8, art. 14435.
- _____ (2018). Global rise in emerging alien species results from increased accessibility of new Fuente pools. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 115, No. 10, pp. E2264–E2273.
- Sengupta, Dhritiraj, et al. (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, et al. (2009) Sinking deltas due to human activities. *Nature Geoscience*, vol. 2, pp. 681–686.
- Szabo, Sylvia, et al. (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, et al. (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, et al. (2013). Traditional ecological knowledge and the mapping of benthic marine habitats. *Journal of Environmental Management*, vol. 115, pp. 241–250.
- Tessler, Z.D., et al. (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>.
- _____ (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., et al. (2019). Towards an urban marine ecology: characterizing the drivers, patterns and processes of marine ecosystems in coastal cities. *Oikos*.
- Turra, Alexander, et al. (2013). Global environmental changes: setting priorities for Latin American coastal habitats. *Global Change Biology*, vol. 19, No. 7, pp. 1965–1969.
- Naciones Unidas (2017). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Van Copenolle, Rebecca, et al. (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 Copenolle, 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 Pesca*, 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, et al. (2017). Combining marine macroecology and palaeoecology in understanding biodiversity: microfossils as a model. *Biological Reviews*, vol. 92, No. 1, pp. 199–215.
- _____ (2019). Palaeo-records of histories of deoxygenation and its ecosystem impact. Ocean deoxygenation: Everyone's problem. IUCN.
- Yin, Jie, et al. (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, et al. (2018). Large increase in global storm runoff extremes driven by climate and anthropogenic changes. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 4389.

Capítulo 7G

Praderas

submarinas

Contribuidores: Hugh Kirkman (coordinador), Elizabeth Sinclair y Paul Lavery.

Ideas clave

- Las praderas submarinas siguen desapareciendo a un ritmo alarmante, sobre todo en las zonas donde entran en conflicto con las actividades humanas.
- Los ecosistemas marinos se reconfiguran como consecuencia de cambios en la distribución de las especies causados por el clima, y se prevé que algunas especies se extingan funcionalmente de aquí a 2100.
- El secuestro de carbono azul influirá en la mitigación de los impactos del cambio climático.
- Para que las soluciones a largo plazo en materia de conservación y recuperación tengan éxito, será necesario encontrar un equilibrio entre los factores sociales, económicos y ambientales.

1. Introducción

Las praderas submarinas están formadas por plantas marinas con flores que viven en las aguas costeras. En la evaluación mundial más reciente, se determinó que las praderas submarinas habían estado desapareciendo a un ritmo de 110 km² por año desde 1980 y que el 29 % de la superficie conocida había desaparecido desde que se registraron por primera vez las zonas de praderas submarinas en 1879 (Waycott et al., 2009). Esa disminución se aceleró, y pasó de una mediana anual del 0,9 % antes de 1940 al 7 % anual desde 1990. La velocidad a la que desaparecen las praderas submarinas es comparable a la registrada en el caso de los manglares, los arrecifes de coral y las selvas pluviales tropicales, lo que sitúa a las praderas submarinas entre los ecosistemas más amenazados de la Tierra. El deterioro de la salud de las praderas submarinas es consecuencia de un cambio en las condiciones ambientales atribuible en gran medida al desarrollo costero, la regeneración de tierras, la deforestación, el cultivo de algas marinas, la piscicultura, la sobrepesca y el vertido de basura. Cuatro factores principales son responsables de la degradación de las praderas submarinas: la mala calidad del agua, las alteraciones físicas, la degradación de las redes tróficas y el uso de las praderas como pastos.

En todo el mundo, las praderas submarinas han seguido reduciéndose desde la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017; véase también Unsworth et al.,

2019). Es necesario aplicar estrategias de ordenación eficaces para contrarrestar la pérdida y potenciar la función crucial de las praderas submarinas en los hábitats oceánicos costeros. Se necesita una perspectiva polifacética e interdisciplinar para conservar las praderas submarinas en todo el mundo (véase el recuadro que figura a continuación). Las soluciones a largo plazo requerirán un equilibrio entre los factores sociales, económicos y ambientales. Empieza a haber buenos ejemplos de ello, en particular cuando se consulta a los propietarios y custodios tradicionales y se les permite retomar funciones de custodia más amplias. Los pueblos indígenas tienen una cultura que se relaciona con la tierra y el mar de una manera holística que también abarca conexiones con lugares poderosos e importantes (National Oceans Office, 2002).

Los cambios ambientales mundiales afectan a las comunidades que viven cerca del mar o que dependen de los recursos marinos. Si las praderas submarinas se degradan y desaparecen, se seguirán perdiendo caladeros de pesca y zonas de cría, y las costas se volverán menos adecuadas para el turismo, el control de la erosión, la educación marina, las zonas de cría de especies pesqueras, el agua no contaminada y la limpieza. Los impactos de las marejadas ciclónicas, la erosión y las inundaciones se están notando en las comunidades costeras de todo el planeta. La ciencia es clara en cuanto a que la protección y la recuperación de los hábitats na-

turales puede ser un complemento económico a la construcción de infraestructura, con miras a proteger a las comunidades (Ruckelshaus et al., 2016). Los cambios en el área de distribución de las praderas submarinas (y de muchas especies marinas bentónicas) causados por el clima son difíciles de cuantificar debido a la falta de conjuntos de datos a largo plazo sobre la distribución total de las especies. Los cambios en el área de distribución causados por el cambio climático pueden tener consecuencias a menudo imprevistas y drásticas que, en última instancia, conduzcan a la pérdida de biodiversidad y a la homogeneización de las comunidades (Brustolin et al., 2019). La migración hacia los polos de especies que modifican el hábitat, como consecuencia del cambio climático (H.

Kirkman, comunicación personal), combinada con la presión de la pesca, puede hacer que disminuya la resiliencia de los ecosistemas (p. ej., Ling y Keane, 2018).

Resulta especialmente difícil cuantificar las medidas específicas de recuperación una vez que han perdido praderas submarinas. O'Brien et al. (2018) presentaron cuatro posibles situaciones de degradación y recuperación de ecosistemas de praderas submarinas. La recuperación puede ser rápida, una vez que las condiciones mejoran, pero la ausencia de praderas submarinas a escala de paisaje puede persistir durante muchos decenios. O'Brien et al. (2018) propusieron un marco para modelizar la resiliencia.

Problemas y posibles soluciones para reducir la pérdida de praderas submarinas

Problema 1: Reconocimiento social de la importancia de las praderas submarinas. Explicar lo que son las praderas submarinas y la importancia que tienen en los sistemas costeros.

Problema 2: Información actualizada sobre la situación y el estado. Explicar y registrar la situación y el estado de muchas praderas submarinas.

Problema 3: Determinar qué actividades locales suponen un peligro, para orientar las medidas de ordenación en consecuencia. Señalar qué actividades locales peligrosas pueden someterse a medidas de ordenación.

Problema 4: Encontrar un equilibrio entre las necesidades de las personas y las del planeta. Profundizar en el conocimiento de las interacciones entre los elementos socioeconómicos y ecológicos de los sistemas de praderas submarinas.

Problema 5: Fomentar la investigación científica para respaldar las medidas de conservación. Aprovechar las investigaciones destacadas actuales sobre praderas submarinas (seguridad alimentaria y carbono azul) para ampliarlas a otros campos de investigación.

Problema 6: Medidas de conservación en una era de cambio climático. Utilizar indicadores que alerten de manera temprana sobre los impactos del cambio climático en las praderas marinas. Técnicas de recuperación innovadoras.

Fuente: Adaptado de Unsworth et al., 2019.

2. Consecuencias socioeconómicas

El desarrollo costero está contribuyendo a la continua desaparición de ecosistemas marinos y de estuarios en todo el mundo. El aumento del turismo y del desarrollo industrial y urbano en las zonas costeras exigirá una orde-

nación más cuidadosa y sostenible. Muchos sistemas socioecológicos dependen de unas praderas submarinas saludables para mantener una gran cantidad de servicios ecosistémicos importantes (Cullen-Unsworth et al.,

2014). La pérdida de praderas submarinas en una zona pequeña o un estuario puede parecer insignificante pero, para el conjunto del litoral, es importante considerar el efecto acumulativo de muchas perturbaciones.

Las praderas submarinas crecen en muchas zonas de estuario, donde el desarrollo y los puertos suelen requerir extensos dragados de mantenimiento. La eliminación física de las praderas submarinas durante el dragado tiene poca importancia (porque la eliminación se produce solo en el lecho dragado), en comparación con los daños causados por la sombra del penacho de humo y la asfixia de las plantas por los sedimentos removidos durante el dragado. Se han evaluado distintas opciones de mitigación del riesgo, a fin de reducir el impacto en las praderas submarinas (Wu et al., 2018). El desarrollo propuesto y otros cambios antropógenos deben abordarse aplicando el criterio de precaución. Se deben considerar sistemas de compensación o nuevas plantaciones cuando desaparezcan o se reduzcan las praderas submarinas. Sin embargo, no se debe fomentar el uso de sistemas de compensación, ya que rara vez son equiparables al hábitat perdido. Además, en muchas zonas puede no haber áreas adecuadas para la replantación, lo que conduce a una pérdida neta de praderas submarinas, y el éxito de la restauración no está garantizado.

Por regla general, no se hacen valoraciones económicas de los sistemas de praderas submarinas (Constanza et al., 2014) y la mayoría de los cálculos subestiman su valor. Serán esen-

ciales más modelos basados en derivados que relacionen la estructura y la función ecológicas con todos los servicios económicos conexos, a fin de hacer estimaciones precisas de su valor en dólares (Dewsbury et al., 2016).

Los arrecifes de coral (cap. 7D) y los manglares (cap. 7H) actúan de manera sinérgica en cuanto a la producción de alimentos económicamente útiles mediante la conectividad de los nutrientes y la biota. Las fanerógamas marinas relacionadas con el filtrado natural de patógenos también contribuyen a la salud marina. Lamb et al. (2017) llegaron a la conclusión de que, cuando existían praderas submarinas, se reducía un 50 % la abundancia relativa de bacterias posiblemente patógenas para los seres humanos y los organismos marinos. Los estudios de campo de más de 8.000 corales formadores de arrecife situados junto a praderas submarinas pusieron de manifiesto que la reducción de la cantidad de enfermedades era el doble de la que se producía en zonas parejas de corales no adyacentes a praderas submarinas.

Las praderas submarinas prestan un importante servicio cultural; desempeñan una función esencial poco común en la preservación del valioso patrimonio arqueológico e histórico sumergido (Krause-Jensen et al., 2016). La edad y la velocidad de crecimiento de los rizomas pueden determinarse estableciendo la edad del ánfora, un aspecto de los servicios de las praderas submarinas en gran medida ignorado.

3. Cambios regionales

Faltan datos sobre muchas zonas, o no se están recopilando datos a escala mundial.

Por todos los mares de Asia oriental, hay islas que ilustran a la perfección esa falta de datos. Asia sudoriental y Australia poseen la mayor diversidad de especies de fanerógamas marinas y de tipos de hábitat, pero sigue faltando información básica sobre los hábitats de las praderas submarinas. Fortes et al. (2018) se-

ñalaron que no se han presentado bien la distribución conocida, la extensión, la diversidad de especies, la investigación y las carencias de información de las praderas submarinas de Asia sudoriental. Calcularon que la región biogeográfica formada por las ecorregiones marinas del mundo tenía una superficie de unos 36.700 km², aunque era probable que se estuviese subestimando esa superficie porque algunas

ecorregiones no estaban bien representadas y faltaba información actualizada.

Los biotopos insulares poco profundos de Asia oriental tienen extensos arrecifes de coral, bordeados de praderas submarinas y manglares. Las principales praderas submarinas de la India crecen a lo largo de la costa sudoriental en el golfo de Mannar, entre la India y Sri Lanka y la bahía de Palk, y en las lagunas de las islas de Lakshadweep, en el mar Arábigo, hasta las islas de Andamán y Nicobar, en la bahía de Bengala. El golfo es un parque marino nacional, tiene una superficie aproximada de 10.500 km² y comprende 21 islas situadas en paralelo a la costa. Se necesitan medidas de ordenación, cartografía y supervisión a fin de preservar la valiosa zona de cría para la población local que utiliza las praderas como caladero. Se debe concienciar a la población local sobre el uso de las praderas submarinas y sobre la importancia del ecosistema. Las praderas submarinas desempeñan una función clave en el apoyo a Indonesia como segundo productor mundial de pescado y marisco. La peligrosa situación de sus praderas submarinas pondrá en riesgo su resiliencia al cambio climático y hará que se devalúen sus valiosísimos servicios ecosistémicos (Unsworth et al., 2018).

Unas 800 islas situadas frente a Myeik (Myanmar) tienen arrecifes de coral y manglares, con praderas submarinas a sotavento. Los valiosos hábitats de las praderas submarinas no se han cartografiado, pero es probable que estén sobreexplotados en lo tocante a los peces y los

crustáceos (H. Kirkman, comunicación personal).

Arias-Ortiz et al. (2018) informaron de los daños sufridos por el 36 % de las praderas submarinas de Shark Bay (Australia occidental) tras una ola de calor marina que se produjo en 2010–2011. Shark Bay tiene la mayor reserva de carbono registrada en un ecosistema de pradera submarina, y contiene hasta el 1,3 % todo el carbono almacenado en el metro superior de los sedimentos de fanerógamas marinas de todo el planeta.

A lo largo de la costa de Queensland, en Australia oriental, se han perdido grandes zonas de praderas submarinas por culpa de los ciclones y del consiguiente aumento de la turbidez y la escorrentía de contaminantes. Se prevé que esos ciclones se vuelvan más intensos a causa del cambio climático. En el Mediterráneo, las praderas de *Posidonia oceanica* también se están reduciendo a un ritmo alarmante debido al cambio climático y a las actividades humanas (Telesca et al., 2015).

También falta coordinación en lo que respecta a los tipos de datos que se recogen y la forma en que se recogen, lo cual genera conjuntos de datos que no pueden compararse entre unas regiones y otras.

En todo el mundo, no solo en Australia y Asia, se están perdiendo praderas submarinas. En el Caribe, la invasión de *Halophila stipulacea* está causando alteraciones importantes. Además, el Mediterráneo está experimentando una tropicalización (Hyndes et al., 2016).

4. Perspectivas

El conocimiento general sobre las praderas submarinas y los importantes servicios ecosistémicos que prestan está mejorando en todo el mundo. Los modelos conceptuales y matemáticos están ayudando a las administraciones a establecer un proceso de ordenación de las praderas submarinas basado en la ciencia. Los servicios de las praderas submarinas pueden organizarse dentro de un marco de fuerzas motrices, presiones, situación, impacto y

respuesta, que se ha adoptado para algunos ecosistemas de praderas submarinas de todo el mundo, incluida la Unión Europea, a fin de informar sobre el estado del medio ambiente (Kelble et al., 2013). El objetivo de ese marco es alcanzar un consenso de base científica para definir las características y los procesos reguladores fundamentales de los ecosistemas de pradera submarina que son sostenibles y capaces de proporcionar diversos servicios

ecosistémicos. Para lograr ese objetivo, es necesario considerar los factores regionales, sociales, políticos, culturales, económicos y de salud pública, en un contexto de investigación y ordenación, con variables ecológicas.

La vigilancia, la evaluación y la presentación de información a las administraciones son esenciales para determinar si se están tomando medidas de ordenación o si existe recuperación o deterioro. Se debe implantar un sistema

de vigilancia estratificado, diseñado tanto por científicos como por administradores, siempre que se necesiten medidas de ordenación de las praderas submarinas. Neckles et al. (2012) presentaron un modelo conceptual para dicho sistema. Zimmerman et al. (2015) utilizaron un modelo matemático para predecir los efectos del calentamiento oceánico, la acidificación y la calidad del agua sobre la zosteria en la bahía de Chesapeake.

5. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos

Una evaluación de las lagunas de conocimientos sobre las praderas submarinas de Australia detectó carencias que abarcaban muchos campos de investigación, entre ellos la taxonomía y la sistemática, la fisiología, la biología de las poblaciones, la biogeoquímica y la microbiología de los sedimentos, la función ecosistémica, los hábitats de la fauna, los riesgos, la recuperación y la restauración, la cartografía y la vigilancia y los instrumentos de ordenación (York et al., 2017). Esas lagunas de conocimientos son de ámbito mundial y deben ser abordadas si se desea que los sistemas se gestionen eficazmente y sean capaces de proporcionar diversos servicios ecosistémicos. Para lograr esos objetivos, es necesario considerar los factores regionales, sociales, políticos, culturales, económicos y de salud pública, en un contexto de investigación y ordenación, con variables ecológicas. Deben considerarse programas de investigación que aborden simultáneamente las interacciones entre distintos factores de estrés. Los sistemas son extremadamente complejos y es difícil predecir con exactitud todas las repercusiones de los experimentos con distintos factores de estrés. Los progresos encaminados a subsanar las carencias de información dependerán de los avances tecnológicos en materia de teledetección, genómica, microsensors, modelización informática y análisis estadísticos. Los planteamientos in-

terdisciplinarios seguirán ayudando a entender las complejas interacciones entre las praderas submarinas y su entorno. Los servicios ecosistémicos de las praderas submarinas, con especial atención a los caladeros de pesca, y las actividades perjudiciales que amenazan su existencia deben alentar a los expertos a opinar sobre posibles soluciones, a fin de evitar más pérdidas. Se prevé que la restauración sea cada vez más necesaria para mitigar la alteración de las praderas submarinas (Statton et al., 2018).

También hay lagunas de conocimientos en la investigación sobre los aspectos socioculturales y económicos, a pesar de que cada vez se tiene más conciencia de la importancia de las relaciones entre los seres humanos y las praderas submarinas. Una de las soluciones propuestas consiste en educar a las comunidades que no comprenden la utilidad de las praderas submarinas; por ejemplo, sobre la eliminación intencionada de praderas submarinas en Maldivas y otros destinos turísticos¹ y la acumulación excesiva de desechos en las playas como consecuencia de la construcción de infraestructuras de playa inapropiadas, como espigones o puertos deportivos.

¹ Pueden consultarse en www.maldivesresilientreefs.com/campaigns/seagrass.

6. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

6.1. Cartografía

Es necesario mejorar el detalle y la definición de los mapas de distribución de las praderas submarinas. El mapa mundial más actualizado de la distribución de las praderas submarinas data de hace casi diez años. Debe actualizarse con nuevos mapas de las praderas submarinas y los hábitats conexos. Se están cartografiando las praderas submarinas de muchas zonas diferentes del planeta, pero no existen centros para incorporar los productos a un mapa mundial y recopilar metadatos. El mapa serviría para mostrar la desaparición o el crecimiento de las praderas submarinas, la diversidad de las fanerógamas marinas y la necesidad de más información. Las tecnologías satelitales también están mejorando y se utilizan cada vez más en las actividades de cartografía de las praderas submarinas.

Las praderas submarinas son sistemas dinámicos, lo cual se suma a las dificultades que entraña cartografiarlas y vigilarlas, sobre todo porque algunas especies son efímeras (colonizadoras u oportunistas) o propensas a sufrir daños con las tormentas. Duffy et al. (2019) concibieron un mapa de ecosistemas con una red de observación de la biodiversidad marina que relacionaba la biodiversidad con variables geofísicas ambientales.

Actualmente no existe ningún repositorio donde se pueda compartir la información y hacer un seguimiento de los cambios a escalas ecológicamente relevantes. Para ello, sería necesario que los ecólogos y los administradores de las praderas submarinas definieran un conjunto de parámetros y metodologías de muestreo que posibiliten la puesta en común de los datos y su comparación entre distintas regiones. Para cartografiar las praderas en detalle, se pueden usar drones o un sonar de banda lateral múltiple. Hamana y Komatsu (2016) utilizaron un sistema de sonar de haces estrechos para detectar praderas submarinas y calcular su abundancia relativa. Gumusay et al. (2019) examinaron la literatura relativa a los métodos

de cartografía, vigilancia y detección de praderas submarinas mediante sistemas acústicos. Las bases de datos de imágenes aéreas de alta calidad permiten vigilar los cambios locales y regionales en la cubierta de las praderas submarinas (p. ej., Evans et al., 2018). Sin embargo, ninguna de esas opciones permite distinguir entre unas especies y otras, por lo que se necesita una verificación en tierra. La transparencia del agua es también un problema después de las tormentas, durante el dragado y como consecuencia de la contaminación terrestre y la eutrofización. La eutrofización se produce cuando grandes cantidades de nutrientes llegan al mar y son asimilados por las macroalgas, que crecen sobre las hojas de las fanerógamas marinas y pueden asfixiarlas e impedir la fotosíntesis.

6.2. Secuestro de carbono

Los ecosistemas de las praderas submarinas tienen más capacidad para secuestrar carbono que los ecosistemas terrestres (Macreadie et al., 2019). Junto con las tierras bañadas por la marea y los manglares, las praderas submarinas aportan aproximadamente el 50 % del carbono total secuestrado en los sedimentos marinos (carbono azul), a pesar de ocupar solo el 0,2 % de la superficie del océano, y sus tasas de secuestro de carbono orgánico superan a las de los bosques terrestres por unidad de superficie en uno o dos órdenes de magnitud. Las praderas submarinas secuestran el dióxido de carbono mediante la fotosíntesis y almacenan grandes cantidades en las plantas, pero también, lo que es más importante, en los sedimentos subyacentes (McLeod et al., 2011; Fourqurean et al., 2012). El secuestro en los sedimentos varía mucho entre las distintas especies. Las grandes fanerógamas marinas, como *Posidonia* spp., forman "matas" de varios metros de profundidad que pueden conservarse durante milenios (Mateo et al., 1997). Mazarrasa et al. (2015) estimaron que la tasa media de acumulación de carbono inorgánico particulado en los sedimentos de las praderas

submarinas era de $126,3 \pm 31,05$ g por m^2 al año. Dada la superficie ocupada por praderas submarinas en todo el mundo (177.000 km^2 a 600.000 km^2), estos ecosistemas almacenan en total entre 11 y 39 picogramos de carbono inorgánico particulado en el metro superior de los sedimentos y acumulan entre 22 y 75 teragramos de carbono inorgánico particulado al año. Desafortunadamente, las densas praderas están sometidas a una amenaza constante (véanse las estimaciones anteriores de la tasa de pérdida mundial) y, cuando desaparecen, se libera el CO_2 almacenado en las praderas. Por ejemplo, se ha calculado que la actual pérdida de praderas submarinas en Australia hace que se emitan hasta 3 millones de toneladas de CO_2 a la atmósfera cada año y que las emisiones anuales de CO_2 debidas al cambio del uso de la tierra aumenten entre un 12 % y un 21 % (Serrano et al., 2019). Además, el daño y la desaparición de las praderas submarinas reducirá el nivel actual de secuestro de dióxido de carbono.

Existe la posibilidad de evitar emisiones de gases de efecto invernadero, y potenciar su secuestro, si se conservan y restauran los ecosistemas costeros con vegetación, hecho reconocido por muchas naciones como medio para alcanzar sus objetivos de política en relación con la reducción de los gases de efecto invernadero (Martin et al., 2016). Sin embargo, para que esa posibilidad se materialice, es necesario resolver una serie de problemas fundamentales relacionados con las políticas y la falta de información. Una sinopsis reciente de Macreadie et al. (2019) ofrece una completa guía para las próximas décadas sobre las futuras investigaciones científicas en materia de carbono azul.

6.3. Cambio climático

Los cambios en el clima y las condiciones oceánicas están afectando a valiosos recursos marinos y a las comunidades que dependen de ellos. El cambio climático afecta a las praderas submarinas en una serie de aspectos. Se predijo que los fenómenos climáticos extremos

se volverían más frecuentes y graves (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, 2013), lo cual causaría cambios rápidos en los ecosistemas cuya escala probablemente sería mayor que la correspondiente a un cambio climático gradual (Wernberg et al., 2016). Debería evaluarse la vulnerabilidad climática de las principales especies y hábitats marinos para comprender mejor qué especies son más vulnerables y pueden requerir estrategias de ordenación innovadoras.² Se prevé que las reconfiguraciones de los ecosistemas debidas a cambios en la distribución de las especies causados por el clima tengan profundas repercusiones ecológicas, sociales y económicas, a medida que las especies de ecosistemas templados sean sustituidas por especies tropicales (Vergés et al., 2014). Los cambios en el área de distribución también pueden deberse a especies invasoras, que alteran los servicios ecosistémicos prestados. Por ejemplo, el Caribe se ha infestado de *Halophila stipulacea* en los últimos 20 años y las investigaciones muestran cambios drásticos en las agregaciones de peces, así como impactos en las tortugas. *Zostera japonica* también ha alterado las comunidades de los estuarios que coloniza en zonas donde no es autóctona (Vergés et al., 2014). Se prevé que, como consecuencia del cambio climático, haya menos tormentas pero más intensas en muchos lugares (Gera et al., 2014) y, por tanto, se produzcan perturbaciones locales y empeore la calidad del agua durante semanas o meses en cada ocasión. Ese hecho alterará las praderas submarinas y provocará cambios en la ordenación y las políticas. Aunque la pérdida de plantas epifitas calcáreas puede ser beneficiosa debido a la acidez (véase el cap. 5 para más detalles sobre la acidificación del océano), cuando los niveles de dióxido de carbono, nutrientes y temperatura son altos, Alsterberg et al. (2013) predicen que proliferarán las epifitas no calcáreas, como las algas filamentosas y las diatomeas. Este hecho puede provocar cambios en la estructura de las comunidades de epifitas, ya que se pasaría de plantas calcáreas menos apetecibles a algas más apetecibles. Además,

² Véase www.fisheries.noaa.gov/national/climate/climate-vulnerability-assessments.

cuando el nivel de dióxido de carbono es alto, la menor producción de compuestos fenólicos —que disuaden a los herbívoros— por parte de las praderas submarinas (Arnold et al., 2012) puede mejorar la palatabilidad de las hojas de las fanerógamas marinas para distintos invertebrados y peces que se alimentan de ellas. Los efectos positivos del aumento del dióxido de carbono en la fisiología de las praderas submarinas pueden ayudar a mitigar los efectos negativos de otros factores de estrés ambiental que se sabe que afectan al crecimiento y la supervivencia de las praderas submarinas, aunque la combinación de la subida de las temperaturas y la disminución de la luz probablemente anule el aumento del carbono disponible (Collier et al., 2018).

También pueden producirse cambios en el área de distribución de algunas especies; concretamente, la sustitución de especies de fanerógamas marinas de zonas templadas por especies tropicales y cambios en la estructura de la comunidad. En este momento, se dispone de datos limitados sobre los cambios en el área de distribución de las praderas submarinas, aunque las previsiones actuales sobre el calentamiento del perímetro de las áreas de distribución, como el mar Mediterráneo y Shark Bay (Australia), apuntan a que la aceleración del calentamiento provocará la extinción funcional de las especies grandes de fanerógamas submarinas de aguas templadas de aquí a 2100 (Hyndes et al., 2016).

6.4. Restauración y recuperación

La recuperación de los ecosistemas y la mitigación de las perturbaciones han sido habitualmente la primera línea de defensa (y la más barata), pero la restauración o intervención ecológica es cada vez más necesaria en un entorno que cambia con rapidez, y puede ser una estrategia de ordenación más eficaz cuando el hábitat de las praderas submarinas ya se ha perdido o está muy degradado (Stattin et al., 2018). Aunque su efectividad haya mejorado, la restauración solo tiene éxito en muy contadas ocasiones. La restauración y recuperación de las praderas submarinas es una actividad importante, y se han documentado algunos avances notables en el éxito de las actividades de restauración (p. ej., Orth et al., 2017; Wendländer et al., 2019). Aunque la restauración será cada vez más necesaria para mitigar las perturbaciones que afectan a las praderas submarinas, es esencial destacar que la restauración nunca tiene un éxito total y que este suele ser inferior al 50 %. Además, los lechos degradados y restaurados rara vez proporcionan el mismo nivel de servicios ecosistémicos. En consecuencia, la dependencia de la restauración conducirá a una continua pérdida mundial de praderas submarinas. Será mucho mejor destinar los recursos a proteger las praderas existentes de más destrucciones a gran escala.

Bibliografía

- Alsterberg, Christian, et al. (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, et al. (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, et al. (2012). Ocean acidification and the loss of phenolic substances in marine plants. *PLoS One*, vol. 7, No. 4, e35107.
- Brustolin, Marco Colossi, et al. (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., et al. (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, et al. (2014) Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, vol. 26, pp. 152–158.
- Cullen-Unsworth, L.C., et al. (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., et al. (2016). A review of seagrass economic valuations: Gaps and progress in valuation approaches. *Ecosystem Services*, vol. 18, pp. 68–77.
- Duffy, J. Emmett, et al. (2019). Toward a coordinated global observing system for seagrasses and marine macroalgae. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 317.
- Evans, Suzanna M., et al. (2018). Seagrass on the brink: decline of threatened seagrass *Posidonia australis* continues following protection. *PloS One*, vol. 13, No. 4.
- Fortes, Miguel D., et al. (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., et al. (2012). Seagrass ecosystems as a globally significant carbon stock. *Nature Geoscience*, vol. 5, No. 7, p. 505.
- Gera, Alessandro, et al. (2014). The effect of a centenary storm on the long-lived seagrass *Posidonia oceanica*. *Limnology Oceanography*, vol. 59, pp. 1910–1918.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2013). *Clima Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, eds. T.F. Stocker et al. Cambridge University Press, Cambridge (Reino Unido) y Nueva York (NY, Estados Unidos), 1535 págs.
- Gumusay, Mustafa Umit, et al. (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., et al. (2016). Accelerating tropicalization and the transformation of temperate seagrass meadows. *Bioscience*, vol. 66, No. 11, pp. 938–948.
- Kelble, Christopher R., et al. (2013). The EBM-DPSER 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, et al. (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., et al. (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., et al. (2019). The future of Blue Carbon science. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, pp. 1–13.
- Martin, A., et al. (2016). Blue Carbon - Nationally Determined Contributions Inventory. Appendix to: Coastal blue carbon ecosystems. Opportunities for Nationally Determined Contributions. Published by GRID-Arendal, Noruega. ISBN: 978-82-7701-161-5.

- Mateo, Miguel A., et al. (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., et al. (2015). Seagrass meadows as a globally significant carbonate reservoir. *Biogeosciences*, vol. 12, No. 16, pp. 4993–5003. <https://doi.org/10.5194/bg-12-4993-2015>.
- McLeod, Elizabeth, et al. (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.
- Naciones Unidas (2017). Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos. Cambridge: Cambridge University Press.
- National Oceans Office (2002). *Sea Country: An Indigenous Perspective: The South-East Regional Marine Plan*. Assessment Reports.
- Neckles, Hilary A., et al. (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., et al. (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., et al. (2017). Submersed aquatic vegetation in Chesapeake Bay: sentinel species in a changing world. *Bioscience*, vol. 67, No. 8, pp. 698–712.
- Ruckelshaus, Mary H., et al. (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, et al. (2019). Australian vegetated coastal ecosystems as global hotspots for climate change mitigation. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, pp. 1–10.
- Statton, John, et al. (2018). Decline and restoration ecology of Australian seagrasses. In *Seagrasses of Australia*, pp. 665–704. Springer.
- Telesca, Luca, et al. (2015). Seagrass meadows (*Posidonia oceanica*) distribution and trajectories of change. *Scientific Reports*, vol. 5, art. 12505.
- Unsworth, Richard K.F., et al. (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., et al. (2019). Global challenges for seagrass conservation. *Ambio*, vol. 48, No. 8, pp. 801–815.
- Vergés, Adriana, et al. (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, et al. (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, et al. (2019). Assessing methods for restoring seagrass (*Zostera muelleri*) in Australia's subtropical waters. *Marine and Freshwater Research*.
- Wernberg, Thomas, et al. (2016). Climate-driven regime shift of a temperate marine ecosystem. *Science*, vol. 353, No. 6295, pp. 169–172.
- Wu, Paul Pao-Yen, et al. (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., et al. (2017). Identifying knowledge gaps in seagrass research and management: an Australian perspective. *Marine Environmental Research*, vol. 127, pp. 163–172.
- Zimmerman, Richard C., et al. (2015) Predicting effects of ocean warming, acidification, and water quality on Chesapeake region eelgrass. *Limnology and Oceanography*, vol. 60, No. 5, pp.1781–1804.

Capítulo 7H

Manglares

Contribuidores: José Souto Rosa Filho (coordinador), Nahid Abdel Rahim Osman y Colin D. Woodroffe.

Ideas clave

- A pesar de su importancia ecológica y socioeconómica, especialmente como sumideros de carbono, las zonas de manglares se han ido reduciendo de año en año.
- Aunque la deforestación continúa en la mayoría de las zonas, la forestación y la replantación de mangles en todos los continentes han reducido en parte la velocidad a la que se pierde superficie de manglares, la cual ha pasado de aproximadamente el 2 % anual a menos del 0,4 % anual.
- El aumento de la densidad de la población humana y el desarrollo no planificado de la zona costera son las principales amenazas para los manglares.
- El cambio climático mundial, incluida la subida del nivel y la temperatura del mar, está haciendo que los manglares se expandan hacia los polos y hacia el interior de las marismas en algunas zonas.
- Las acciones locales y los acuerdos internacionales han ayudado a conservar los manglares, pero la burocracia y la falta de compromiso por parte de los gobiernos locales, estatales y nacionales y de las comunidades locales han limitado su éxito.

1. Introducción

Los manglares están presentes en 118 países, ocupan estuarios y costas en regiones tropicales y subtropicales (Tomlinson, 2016), y albergan 73 especies e híbridos registrados; la diversidad y la extensión mayores se dan en Asia (Spalding, 2010). Los manglares son ecosistemas fundamentales en la interfaz entre el mar y la tierra, e influyen en la mayoría de las actividades humanas y se ven afectados por ellas (Naciones Unidas, 2017b; Feller et al., 2017).

Los manglares, aunque solo representan el 0,7 % del total de los bosques tropicales del mundo, proporcionan pescado, marisco, leña y madera de construcción, además de servicios como la protección del litoral, la exportación y el secuestro de carbono y la biorreparación de la contaminación por desechos, como se señala en el capítulo 48 de la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017a). Además de bienes y servicios, los manglares también proporcionan servicios ecosistémicos culturales que son un componente importante de la vida, los medios de subsistencia y la identidad cultural de las comunidades locales y las partes interesadas principales (Mitra, 2020a).

A pesar de su valor ecológico, socioeconómico y cultural, los manglares se encuentran

entre los ecosistemas más amenazados del planeta. Los manglares están siendo destruidos a un ritmo entre tres y cinco veces mayor que el promedio de pérdida de bosques, y ya ha desaparecido más de una cuarta parte de la cubierta original de manglar (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), 2014; Richards y Friess, 2016). Aunque los manglares siguen degradándose y han desaparecido de ciertas regiones, las iniciativas de conservación, los proyectos de recuperación, la regeneración natural y la expansión relacionada con el cambio climático han hecho que crezcan en otras zonas (Feller et al., 2017).

Se han observado cambios considerables en la superficie ocupada por los manglares, en respuesta a factores ambientales naturales en zonas alejadas del impacto humano directo (Rioja-Nieto et al., 2017; Lucas et al., 2018). Spalding et al. (1997) calcularon que la cubierta de manglar de todo el planeta era de 181.000 km², pero este valor se redujo a 137.760 km² según el cálculo revisado de Giri et al. (2011), lo cual se aproxima a las estimaciones proporcionadas por Global Mangrove Watch (Bunting et al., 2018).

El aumento de la densidad de la población humana en la zona costera es la principal amenaza para los manglares, concretamente el

desarrollo urbano no planificado, la acuicultura, la conversión a usos agrícolas (como el cultivo de arroz) y la sobreexplotación de la madera (Naciones Unidas, 2017b; Ferreira y Lacerda, 2016; Thomas et al., 2018; Romañach et al., 2018). Sin embargo, en todo el mundo, el porcentaje de pérdida de manglares se redujo de aproximadamente el 2 % anual a menos del 0,4 % anual entre finales del siglo XX y principios del siglo XXI (Friess et al., 2019b, 2020).

En el último decenio, la calidad y la disponibilidad de datos sobre la distribución de los manglares a escala mundial han ido mejorando (Hamilton y Casey, 2016; Ferreira y Lacerda, 2016; Thomas et al., 2018; Romañach et al., 2018; Saintilan et al., 2019; Lucas et al., 2020) y se han puesto en marcha muchas iniciativas nacionales (públicas o alianzas público-privadas) para tratar de comprender mejor los cambios en los manglares (Schaeffer-Novelli et al., 2016). Uno de los principales métodos de evaluación de los manglares ha sido la utiliza-

ción de datos satelitales (Giri et al., 2011; Li et al., 2013; Duncan et al., 2017; Jayakumar, 2019; Lymburner et al., 2019).

Recientemente, la aparición de plataformas de computación en la nube, como Google Earth Engine (Gorelick et al., 2017) y Amazon Web Services (Chen et al., 2017; Lucas et al., 2020), que combinan varios PB de datos orbitales y geospaciales con recursos de análisis estadístico, ha permitido calcular de manera más fiable la cubierta de los manglares locales, regionales y mundiales y los cambios a lo largo de años sucesivos (Diniz et al., 2019).

El presente capítulo se basa en las observaciones del capítulo 48 de la primera Evaluación. Los manglares son plantas marinas, las cuales se tratan en el capítulo 6G de la presente Evaluación, se encuentran a menudo en estuarios y deltas, que se examinan en el capítulo 7F, y comparten muchas características con las marismas (capítulo 7I) y las praderas submarinas (capítulo 7G).

2. Cambios documentados en la situación de los manglares entre 2010 y 2020

La superficie ocupada por los manglares ha ido disminuyendo anualmente en todo el mundo. La situación de los manglares varía según el país y la región (Romañach et al., 2018). Aunque la deforestación continúa en la mayoría de las áreas, la forestación y la replantación de mangles en algunas zonas han reducido la velocidad de pérdida forestal (Li et al., 2013; Cavanaugh et al., 2014; Ferreira y Lacerda, 2016; Friess et al., 2019b, 2020). Almahasheer et al. (2016) registraron un aumento del 12 % de la superficie de manglar en el mar Rojo. En Nueva Zelanda, los manglares se han expandido rápidamente durante los últimos 50 a 80 años, como consecuencia del acelerado llenado de los estuarios y la acreción vertical de las llanuras de marea (Horstman et al., 2018).

Se han registrado pérdidas de manglares debidas a las actividades humanas en todas las regiones en que hay manglares. La principal

fuerza motriz causante de la destrucción de los manglares es el aumento de la densidad poblacional humana en la zona costera (Branoff, 2017; Saifullah, 2017; Romañach et al., 2018). La actividad humana más frecuente en los manglares ha sido la conversión de las zonas de manglar para destinarlas a la acuicultura o la agricultura (Thomas et al., 2018; véase el cap. 16 de la presente Evaluación). Otros factores relacionados con la pérdida de manglares son la tala, la erosión y la sedimentación (véase el cap. 13), la producción de sal (Feller et al., 2017) y el pastoreo (Ferreira y Lacerda, 2016; Thomas et al., 2018).

Los manglares son impopulares en algunas comunidades porque a menudo se los percibe como ecosistemas “que se apoderan” del terreno o que tienen “poco valor” (p. ej., los manglares “estropean” una hermosa playa de arena haciéndola fangosa). La destrucción de

los manglares en Nueva Zelanda se debe principalmente a las comunidades locales (con o sin consentimiento), por falta de conciencia de la comunidad o las instituciones sobre el valor de los manglares, o por el temor de los miembros elegidos del gobierno o la comunidad a perder apoyo.

El cambio climático mundial también se ha relacionado con cambios en la distribución de los manglares (véanse los caps. 4 y 9) como la expansión hacia los polos y tierra adentro (Cavanaugh et al., 2014; Saintilan et al., 2019), excepto cuando la infraestructura material impide el retroceso y hace que los humedales se contraigan, en un proceso denominado compresión del litoral (Leo et al., 2019). Los fenómenos climáticos extremos pueden incrementar la mortalidad de los manglares causada por las sequías extremas (Sippo et al., 2018), y un mayor enriquecimiento de dióxido de carbono y nitrógeno puede favorecer el crecimiento de otra vegetación, lo cual impide que crezcan las plántulas de mangle (McKee y Rooth, 2008; Zhang et al., 2012).

En 2015 y 2016, se registró una extensa muerte agresiva de manglares a lo largo de 1.000 km del sur del golfo de Carpentaria, en Australia. La zona está poco poblada y el fenómeno parece estar relacionado con un período inusualmente largo de sequía muy grave, altas temperaturas sin precedentes y una bajada temporal del nivel del mar (Duke et al., 2017). En esa época también tuvo lugar una muerte agresiva similar en otras zonas del norte de Australia (Asbridge et al., 2019).

2.1. Impactos del cambio en otros componentes del sistema marino e interacción con ellos

2.1.1. Secuestro de carbono en los manglares

Es bien sabido que los manglares son capaces de acumular grandes cantidades de carbono (Tomlinson, 2016; Donato et al., 2011, 2012; Estrada y Soares, 2017; Kauffman et al., 2018; Lagomasino et al., 2019) y, de hecho, secues-

tran cuatro veces más carbono que las pluviselvas (Rovai et al., 2018; Twilley et al., 2018). Evaluaciones recientes indican que la biomasa mundial de los manglares oscila entre 1,91 y 2,83 petagramos (Pg) (Hutchison et al., 2014a; Tang et al., 2018) y se calcula en los manglares de todo el mundo hay almacenados 5,03 Pg de carbono, según Simard et al. (2018). A escala mundial, se estima que la densidad media de biomasa sobre la superficie es de 1,46 megagramos por km² (Tang et al., 2018). Rovai et al. (2018) predijeron una reserva mundial total de 2,26 Pg de carbono en los suelos de los manglares. En todo el planeta, los manglares almacenaron 4,19 Pg de carbono en 2012, y el Brasil, Indonesia, Malasia y Papua Nueva Guinea representaron más del 50 % de las reservas mundiales (Hamilton y Friess, 2018).

2.1.2. Pérdida de biodiversidad

Los manglares se encuentran entre los ecosistemas más productivos del mundo (Alongi, 2008) y producen grandes cantidades de residuos (hojas caídas, ramas y otros desechos) que son utilizados por diversos animales. Los manglares también ofrecen un sustrato sólido (raíces aéreas, troncos, ramas, neumatóforos y hojas) a un sinfín de invertebrados y plantas (Hogarth, 2015; Rosa Filho et al., 2018). Además de la sustancial contribución que hacen a los ecosistemas marinos, los manglares son utilizados por más de 400 especies de mamíferos, anfibios y reptiles terrestres de todo el mundo (Rog et al., 2016), ya que los manglares les proporcionan refugio frente a las perturbaciones antropógenas. La reducción mundial de los hábitats de los manglares ha tenido un impacto negativo en la biodiversidad, con efectos en cascada en el funcionamiento ecosistémico natural de otros ecosistemas conexos de estuarios y costas, lo que afecta al menos a tres servicios fundamentales de los ecosistemas: el número de actividades pesqueras viables (disminución del 33 %); el suministro de hábitats para la cría (disminución del 69 %); y los servicios de descontaminación proporcionados por los humedales (disminución del 63 %) (Worm et al., 2006; Barbier et al., 2011).

2.1.3. Impactos en las poblaciones de invertebrados y peces de los hábitats adyacentes

La alta productividad primaria y la complejidad del hábitat de los manglares los convierten en zonas importantes para las larvas y los juveniles de invertebrados y peces (Saenger et al., 2012; Lee et al., 2014). Algunas especies de crustáceos y peces que viven en ríos y aguas oceánicas de alta mar o en arrecifes de coral necesitan los manglares para reproducirse o para que crezcan los juveniles (Sheaves et al., 2012; Bertini et al., 2014; Hogarth, 2015). Además de la importancia ecológica, algunos crustáceos y moluscos de manglar tienen un alto valor económico y cultural en varios países (Abdullah et al., 2016; Beitzl, 2018; Figueira et al., 2020). En los últimos años, se ha avanzado bastante en la bioprospección de los microbios procedentes de manglares (Mitra, 2020b) y en la producción primaria microfitorbentónica en los manglares (Kwon et al., 2020).

2.1.4. Disminución de la protección costera

Los manglares pueden atenuar directamente las olas, con lo cual aumenta la resistencia aerodinámica a la energía de las olas, gracias a la densidad de sus troncos y a sistemas de raíces como los neumatóforos o las raíces fúlcreas. Sus complejos sistemas radiculares, que son importantes para la estabilización de los sedi-

mentos, también mitigan tanto las marejadas ciclónicas como los impactos de las olas de los tsunamis tierra adentro (Marois y Mitsch, 2015; Sheng y Zou, 2017). La franja protectora de manglares de Viet Nam se ha perdido en los últimos decenios, al principio por la defoliación con herbicidas y después por la conversión al uso acuícola y por el desarrollo costero (Phan et al., 2015; Thinh y Hens, 2017; Truong et al., 2017; Fagherazzi et al., 2017; Veettil et al., 2019).

2.1.5. Desplazamiento de las marismas

La expansión de los manglares hacia los polos y tierra adentro, como consecuencia del aumento de las temperaturas y la subida del nivel del mar, se ha producido a expensas de las marismas y ya se ha detectado en varias regiones (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). Los manglares siguen expandiéndose hacia las zonas adyacentes de marisma en las que coexisten ambos tipos de humedal (Yando et al., 2016; Pérez et al., 2017), lo cual puede dar lugar a un mayor almacenamiento de carbono y a cambios en la fauna de los ecosistemas (Smee et al., 2017), aunque en algunos casos sigue sin estar claro si se trata de una consecuencia del cambio climático o se debe a causas antropógenas (Boon, 2017).

3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano

Los manglares desempeñan una importante función cultural y socioeconómica para las comunidades de los trópicos (Walters et al., 2008; PNUMA, 2014). Se calcula que los servicios ecosistémicos que proporcionan los manglares y las marismas tienen un valor de 19,4 dólares por km² al año (Costanza et al., 2014). Las consecuencias de la destrucción de los manglares están relacionadas sobre todo, pero no únicamente, con la pérdida de biodiversidad y los efectos que esta tiene sobre la captura de peces, moluscos e invertebrados y con la re-

ducción de la protección costera, que afecta a las construcciones costeras y los hábitats marinos adyacentes (Bertini et al., 2014; Hogarth, 2015; Sheng y Zou, 2017).

La reducción de la superficie de los manglares hará que disminuyan la correspondiente producción primaria y la biodiversidad y abundancia de la fauna conexas y, por consiguiente, afectará a la pesca costera y de altura. Un metanálisis mundial diseñado para probar formal y estadísticamente la relación entre los man-

glares y las capturas pesqueras de especies marinas mostró que los manglares tenían un efecto importante en las capturas, en diversos entornos de manglar de todo el mundo (Carrasquilla-Henau y Juanes, 2017). Se ha estimado que cada hectárea de manglar produce de 0,2 a 12.305 dólares de peces y de 17,5 a 3.412 dólares de especies mixtas (Hutchison et al., 2014b).

Los estudios han puesto de manifiesto que los manglares son capaces de proteger las zonas y los hábitats costeros (arrecifes de coral y praderas submarinas) frente a las olas, los ciclones, los tsunamis y las inundaciones (Marois y Mitsch, 2015; Sheng y Zou, 2017; Veettil et al., 2019). La fragmentación de los manglares reducirá significativamente su papel en la protección de las costas (Lee et al., 2019). Una franja de manglares bien consolidada puede reducir la energía de las olas un 20 % por cada 100 m de manglar (Mazda et al., 2006). Los manglares también tienen un efecto importante en la gravedad de las inundaciones y los daños causados por las crecidas costeras. Se ha calculado que, si se perdieran todos los manglares, cada año habría, de media, 18 millones más de personas que sufrirían los efectos de las inundaciones, lo que supone un aumento de casi el 40 %, mientras que los daños anuales a los bienes aumentarían un 16 %, 82.000 millones de dólares (Reguero et al., 2018).

Los efectos de la expansión prevista de los manglares todavía no se conocen bien. Los estudios de modelización han mostrado que el cambio climático provocará cambios en el área de distribución de las especies, con lo cual se ampliará la distribución geográfica de algunas de ellas y aumentará el número de especies presentes en algunas zonas (Record et al., 2013; Saintilan et al., 2014, 2019; Simard et al., 2018). Los cambios pueden hacer que aumenten la producción primaria y la complejidad del hábitat de zonas costeras donde ahora no existen manglares, lo que, a su vez, puede favorecer la biodiversidad local, las actividades pesqueras y la protección de las costas (Lee et al., 2014).

Los estudios locales sobre el secuestro de carbono en los manglares suelen contrastar con los modelos regionales de respuesta probable (Hayes et al., 2017; Sasmito et al., 2020). En escalas de tiempo cortas, la mayor contribución de los manglares en expansión al almacenamiento de carbono azul puede ser difícil de detectar (Rogers et al., 2019a) pero, en escalas de tiempo más largas, la subida del nivel del mar parece aumentar el secuestro de carbono bajo tierra en los humedales costeros (Krauss et al., 2017); Rogers et al., 2019b). La ordenación de las zonas de manglares no siempre se basa en los resultados de las investigaciones; los administradores suelen ver las perturbaciones antropógenas como amenazas graves, mientras que, por otro lado, el grueso de la investigación se centra en las perturbaciones naturales, incluidos el cambio climático y la subida del nivel del mar (Canty et al., 2018). Aunque la subida del nivel del mar se ha considerado una amenaza importante para el litoral ocupado por manglares (Lovelock et al., 2015), empieza a resultar evidente que la rápida sedimentación bajo los manglares puede compensar, al menos parcialmente, los impactos (Woodroffe et al., 2016; Schuerch et al., 2018).

Los manglares, estrechamente vinculados a la pesca costera, guardan una especial relación con el Objetivo de Desarrollo Sostenible 14: Vida submarina.¹ Los manglares también pueden contribuir al logro de otros Objetivos, entre ellos el Objetivo 2: Hambre cero y el Objetivo 13: Acción por el clima, al proporcionar servicios ecosistémicos como los caladeros, y el secuestro y almacenamiento de carbono (Friess et al., 2019b). Algunos otros Objetivos beneficiarían a las comunidades locales cuyos medios de subsistencia directos e indirectos dependen de los manglares, por ejemplo, el Objetivo 1: Fin de la pobreza, el Objetivo 11: Ciudades y comunidades sostenibles y el Objetivo 15: Vida de ecosistemas terrestres.

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

4. Principales cambios y consecuencias regionales

Como se ha señalado en secciones anteriores, la superficie ocupada por los manglares ha ido disminuyendo en todo el mundo, lo cual tiene graves consecuencias económicas, ecológicas y sociales (Lee et al., 2014; Branoff, 2017; Saifullah, 2017; Romañach et al., 2018; Mitra, 2020a). Los manglares se han visto amenazados en todo el mundo, en gran parte debido a impactos antropógenos como la tala, la conversión al uso acuícola y agrícola, la urbanización, la contaminación y el cambio climático (PNUMA, 2014; Ward et al., 2016; Thomas et al., 2018).

En un trabajo crucial en el que se advirtió acerca de “un mundo sin manglares”, Duke et al. (2007) predijeron que, si no se hacía nada, el mundo podría verse privado de los manglares y de sus servicios ecosistémicos para finales del siglo XXI. Sin embargo, desde entonces se han realizado enormes esfuerzos, incluidos actuaciones locales y acuerdos internacionales, para recuperar y crear manglares (Feller et al., 2017). En todo el mundo, entre finales del siglo XX y principios del siglo XXI, se redujo mucho la velocidad de pérdida de manglares (Friess et al., 2019b). Esos resultados han generado especulaciones sobre que la conservación de los manglares pueda haber pasado de una trayectoria negativa a otra más positiva (Friess et al., 2020).

A pesar de los recientes éxitos en la conservación de los manglares, todavía es demasiado pronto para dar por hecho que la pérdida de manglares se está reduciendo de manera general, ya que estos avances no se distribuyen uniformemente en todo el mundo. En algunos países de Asia sudoriental, se han destruido manglares a un ritmo anual de entre el 0,70 % y el 0,41 % (Friess et al., 2019b). También están empezando a aparecer nuevos frentes de deforestación en regiones donde antes no había pérdidas considerables de manglares, en particular en Asia sudoriental y África occidental (Friess et al., 2020).

Diversos instrumentos de política de conservación nacionales e internacionales han contribuido a reducir la pérdida de manglares o a

incrementar la superficie de manglar en algunos países (Ferreira y Lacerda, 2016; Friess et al., 2019a, 2020). En el Brasil, por ejemplo, el 75 % de los manglares no ha experimentado cambios durante dos decenios o más; el 10 % se ha mantenido estable durante uno o dos decenios; y el 15 % ha permanecido estable durante diez años o menos (Diniz et al., 2019). Un análisis de datos multitemporales de Landsat (1972, 2000 y 2013) mostró que la superficie cubierta por manglares en el mar Rojo había aumentado alrededor de un 0,29 % anual, y que se había producido una expansión total del 12 % en los 41 años comprendidos entre 1972 y 2013 (Almahasheer et al., 2016).

En algunas regiones, además de la recuperación propiciada por el ser humano, se ha detectado un crecimiento natural de los manglares. Más del 15 % de los manglares deforestados en Asia sudoriental entre 2000 y 2012 volvieron a convertirse en zonas de manglar (Friess et al., 2019b), en parte gracias a la colonización natural. La colonización ocasional por parte de especies de mangle también ha incrementado la superficie de manglar en la costa norte de América del Sur (Gardel et al., 2011) y en la zona costera de Firth of Thames en Nueva Zelanda (Swales et al., 2015).

El cambio climático, sobre todo la subida de la temperatura, la disminución de los fenómenos de baja temperatura y congelación y los cambios en la disponibilidad de agua (Saintilan et al., 2014; Cavanaugh et al., 2014), ha favorecido la expansión hacia los polos de los manglares, como ya se ha constatado en Australia, China, los Estados Unidos (costa del Atlántico), México (costa del Pacífico), el Perú y Sudáfrica (Saintilan et al., 2014, 2019); Cavanaugh et al., 2014; Osland et al., 2017; Smee et al., 2017). Aunque es poco probable que el aumento de la superficie de manglar en el límite de distribución de los manglares incremente drásticamente la superficie mundial de manglar puede contribuir de manera sustancial a la expansión de los manglares en esas zonas (Friess et al., 2019a).

5. Perspectivas

Dada la información de que se dispone actualmente, se puede predecir que la superficie de manglar seguirá reduciéndose, ya que continúan las acciones humanas que han hecho que se pierdan manglares en la mayoría de las zonas del planeta (Friess et al., 2020). En las zonas donde se está reforestando y se están tomando medidas de ordenación y conservación, se puede frenar la destrucción de los manglares.

Si se siguen destruyendo los manglares, cabe esperar que disminuya la productividad de las zonas de estuario, lo cual tendrá un efecto de cascada. En consecuencia, es probable que siga reduciéndose la biodiversidad en las zonas costeras, incluidos los manglares, las praderas submarinas y los arrecifes de coral. Dada la función que desempeñan los manglares como zonas de cría de invertebrados y peces, cabe esperar que se reduzcan las poblaciones de peces del litoral e incluso que disminuyan las

capturas de peces, crustáceos y moluscos en alta mar (El-Regal e Ibrahim, 2014). Ello puede hacer que aumenten las pérdidas económicas derivadas de la ausencia de manglares.

La destrucción total o parcial (pérdida de estructura) de los manglares, ya sea natural —por ejemplo, tras el hundimiento del suelo causado por los terremotos (Albert et al., 2017)— o antropógena, socavará su función de protección costera. Es probable que la pérdida de manglares agrave los daños causados por los ciclones (Cavanaugh et al., 2014; Asbridge et al., 2018; Montgomery et al., 2019; Zhang et al., 2020), los tsunamis y las inundaciones (Asbridge et al., 2016; Menéndez et al., 2020) y ello incrementa los costos de reconstrucción y mantenimiento de las instalaciones costeras, además de suponer una mayor amenaza para la vida de las poblaciones que viven cerca de la costa.

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos y creación de capacidad

Se ha desarrollado una serie de nuevas metodologías para estudiar los manglares, incluido el uso de sensores terrestres, aéreos y satelitales (Kamal y Phinn, 2011; Koedsin y Vaiphasa, 2013; Zhu et al., 2015; Mackenzie et al., 2016; Olagoke et al., 2016; Duncan et al., 2017; Owers et al., 2018; Warfield y Leon, 2019; Wang et al., 2020). Sin embargo, siguen faltando estudios fiables sobre la situación mundial y regional de los manglares y siguen sin normalizarse los métodos de evaluación de los manglares. Aunque últimamente se ha intentado subsanar esa falta de conocimientos, especialmente en América del Sur y Asia sudoriental, es necesario seguir investigando para que los científicos puedan determinar qué procesos influyen tanto en la vulnerabilidad como en la resiliencia ante el cambio climático (Ward et al., 2016). Las carencias son aún más importantes en los países en desarrollo más pobres.

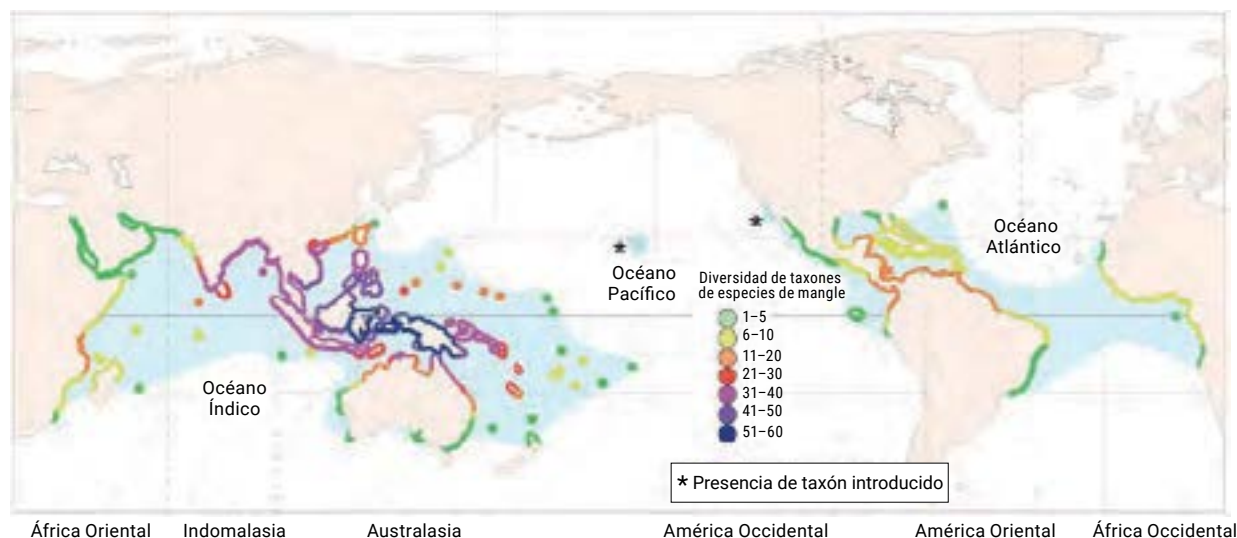
Existen pocos estudios detallados (grupos taxonómicos diferenciados, grandes escalas temporales y espaciales) que pongan de manifiesto la interconexión entre los manglares y la biodiversidad de los entornos costeros adyacentes (Saunders et al., 2014) y los mecanismos que intervienen en dicha interconexión. Es necesario seguir investigando sobre la sostenibilidad y las interrelaciones de los hábitats (marismas, praderas submarinas y arrecifes de coral) y sobre la interconexión entre los manglares y la obtención de recursos pesqueros marinos (costeros y oceánicos), a fin de incrementar la capacidad de los administradores de las costas y de empoderar a las comunidades locales para que preserven esos recursos de manera más eficaz.

Sigue habiendo carencias en materia de creación de capacidad para restaurar manglares

degradados y estanques de acuicultura abandonados ubicados en antiguas zonas de manglar (Paul et al., 2017; Worthington y Spalding, 2018; Van Bijsterveldt et al., 2020). Es necesario que se generalice la restauración de las zonas de manglar; en algunos casos, las iniciativas de

restauración se han debido más a incentivos económicos que a objetivos de conservación (Aheto et al., 2016). Una restauración más generalizada podría hacer que mejorase mucho la salud de los manglares de todo el trópico.

Distribución mundial de los manglares (sombreada en azul); se muestra la diversidad como número de taxones concretos (especies e híbridos nominales)



Fuente: PNUMA, 2014.

Bibliografía

- Abdullah, Abu Nasar, et al. (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, et al. (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, et al. (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, et al. (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, et al. (2016). Mangrove response to environmental change in Australia's Gulf of Carpentaria. *Ecology and Evolution*, vol. 6, No. 11, pp. 3523–3539.
- _____ (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.

- _____ (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., et al. (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 Pesca (2018). Proceedings*.
- Bertini, Giovana, et al. (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, et al. (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., et al. (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 Pesca*, vol. 18, No. 1, pp. 79–93.
- Cavanaugh, Kyle C., et al. (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, et al. (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, et al. (2014). Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, vol. 26, pp. 152–158.
- Diniz, Cesar, et al. (2019). Brazilian Mangrove Status: Three Decades of Satellite Data Analysis. *Remote Sensing*, vol. 11, No. 7, art. 808.
- Donato, Daniel C., et al. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, vol. 4, No. 5, pp. 293–297.
- _____ (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., et al. (2007). A world without mangroves? *Science*, vol. 317, pp. 41–42.
- _____ (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, et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (2019a). SDG 14: Life below Water – Impacts on Mangroves. In *Sustainable Development Goals: Their Impacts on Forests and People*, eds. P. Katila et al., pp. 445–481. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2019b). The state of the world's mangrove forests: past, present, and future. *Annual Review of Environment and Resources*, vol. 44, pp. 89–115.
- _____ (2020). Mangroves give cause for conservation optimism, for now. *Current Biology*, vol. 30, No. 4, pp. R153–R154.
- Gardel, Antonie, et al. (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, et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2018). The dynamics of expanding mangroves in Nueva Zelandia. *Threats to Mangrove Forests: Hazards, Vulnerability, and Management*, eds. C. Makowski and C.W. Finkl, pp. 23–52. Springer.
- Hutchison, James, et al. (2014a). Predicting global patterns in mangrove forest biomass. *Conservation Letters*, vol. 7, No. 3, pp. 233–240.
- _____ (2014b). *The Role of Mangroves in Pesca Enhancement*. The Nature Conservancy and Wetlands International.
- Jayakumar, K. (2019). Capítulo 15 – Managing Mangrove Forests Using Open Fuente-Based WebGIS. In *Coastal Management*, eds. R.R. Krishnamurthy, et al., 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, et al. (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., et al. (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, et al. (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., et al. (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, et al. (2019). Measuring mangrove carbon loss and gain in deltas. *Environmental Research Letters*, vol. 14, No. 2, 025002.
- Lee, Shing Yip, et al. (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>.
- _____ (2019). Better restoration policies are needed to conserve mangrove ecosystems. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 3, No. 6, pp. 870–872.
- Leo, Kelly L., et al. (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., et al. (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., et al. (2015). The vulnerability of Indo-Pacific mangrove forests to sea-level rise. *Nature*, vol. 526, No. 7574, pp. 559–563.
- Lucas, Richard et al. (2018). Historical perspectives on the mangroves of Kakadu National Park. *Marine and Freshwater Research*, vol. 69, No. 7, pp. 1047–1063.
- _____ (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, et al. (2019). Mapping the multi-decadal mangrove dynamics of the Australian coastline. *Remote Sensing of Environment*, vol. 238, 111185.
- MacKenzie, Richard A., et al. (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, et al. (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, et al. (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: Springer.
- _____ (2020b). Ecosystem services of mangroves: an overview. In *Mangrove Forests in India*, pp. 1–32. Cham: Springer.
- Montgomery, John M., et al. (2019). Attenuation of storm surges by coastal mangroves. *Geophysical Research Letters*, vol. 46, No. 5, pp. 2680–2689.
- Naciones Unidas (2017a). *Capítulo 48: Manglares. En Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press.

- _____ (2017b). *Primera Evaluación Integrada del Medio Marino a Escala Mundial: primera Evaluación Mundial de los Océanos*. Cambridge: Cambridge University Press
- Olagoke, Adewole, et al. (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., et al. (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., et al. (2017). Mangrove degradation in the Sundarbans. In *Coastal Wetlands: Alteration and Remediation*, pp. 357–392. Springer.
- Pérez, Alexander, et al. (2017). Changes in organic carbon accumulation driven by mangrove expansion and deforestation in a Nueva Zelandia estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 192, pp. 108–116.
- Phan, Linh K., et al. (2015). Coastal mangrove squeeze in the Mekong Delta. *Journal of Coastal Research*, vol. 31, No. 2, pp. 233–243.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (2014). *The Importance of Mangroves to People: A Call to Action*. eds. Hanneke van Lavieren et al. Cambridge: Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Record, S., et al. (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, et al. (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., et al. (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, et al. (2019a). Mangrove dynamics and blue carbon sequestration. *Biology Letters*, vol. 15, No. 3, 20180471.
- _____ (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., et al. (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, et al. (2018). Benthic Estuarine Assemblages of the Brazilian North Coast (Amazonia Ecoregion). In *Brazilian Estuaries: A Benthic Perspective*, eds. Paulo da Cunha Lana and Angelo Fraga Bernardino, pp. 39–74. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-77779-5_2.
- Rovai, André S., et al. (2018). Global controls on carbon storage in mangrove soils. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 6, pp. 534–538.
- Saenger, Peter, et al. (2012). *A Review of Mangrove and Seagrass Ecosystems and Their Linkage to Pesca and Pesca 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, et al. (2014). Mangrove expansion and salt marsh decline at mangrove poleward limits. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 1, pp. 147–157.
- _____ (2019). Cambio climático impacts on the coastal wetlands of Australia. *Wetlands*, vol. 39, No. 6, pp. 1145–1154.
- Sasmito, Sigit D., et al. (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., et al. (2014). Interdependency of tropical marine ecosystems in response to climate change. *Nature Climate Change*, vol. 4, No. 8, pp. 724–729.
- Schaeffer-Novelli, Yara, et al. (2016). Climate changes in mangrove forests and salt marshes. *Brazilian Journal of Oceanography*, vol. 64, No. Spe2, pp. 37–52.
- Sheaves, Marcus, et al. (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, et al. (2018). Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. *Nature Geoscience*, vol. 12, No. 1, pp. 40–45.
- Sippo, James Z., et al. (2018). Mangrove mortality in a changing climate: an overview. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 215, pp. 241–249.
- Smee, Delbert L., et al. (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., et al. (1997). *World Mangrove Atlas*. Okinawa, Japan: The International Society for Mangrove Ecosystems.
- Swales A., et al. (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, et al. (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, et al. (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, et al. (2017). Estuarine mangrove squeeze in the Mekong Delta, Vietnam. *Journal of Coastal Research*, vol. 33, No. 4, pp. 747–763.
- Twilley, Robert R., et al. (2018). Coastal morphology explains global blue carbon distributions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 16, No. 9, pp. 503–508.
- Van Bijsterveldt, Celine E.J., et al. (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., et al. (2008). Ethnobiology, socio-economics and management of mangrove forests: a review. *Aquatic Botany*, vol. 89, No. 2, pp. 220–236.

- Wang, Dezhi, et al. (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., et al. (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., et al. (2016). Mangrove sedimentation and response to relative sea-level rise. *Annual Review of Marine Science*, vol. 8, pp. 243–266.
- Worm, Boris, et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al. (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, et al. (2015). Retrieval of mangrove aboveground biomass at the individual species level with worldview-2 images. *Remote Sensing*, vol. 7, No. 9, pp. 12192–12214.

Capítulo 7I

Marismas

Contribuidores: Judith S. Weis (coordinador), Luis M. Pinheiro y Katherine E.A. Segarra.

Ideas clave

- Las marismas, definidos en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017), son sistemas costeros intermareales que se inundan con agua salada o salobre y en los que predominan las plantas que toleran la sal, adaptadas a la inmersión regular u ocasional por las mareas.
- Las marismas son lugar de anidación, cría y alimentación de variadas especies de aves, peces, moluscos y crustáceos, incluidas algunas especies de importancia comercial.
- Las marismas son sumideros de “carbono azul” muy eficaces, que secuestran el CO₂ como consecuencia de sus altos niveles de producción primaria y bajas tasas de descomposición, y también pueden producir emisiones de gases de efecto invernadero.
- La superficie de las marismas está disminuyendo a nivel mundial a pesar de las medidas de protección adoptadas.
- La elevación del nivel del mar plantea la mayor amenaza y las marismas deben aumentar su elevación para seguir el ritmo de la subida del mar o desplazarse tierra adentro. Desde la primera Evaluación, esta cuestión ha dejado de ser relativa al futuro y se ha convertido en una realidad del presente. Si el desarrollo costero o las restricciones del suministro y aportación de sedimentos dificultan cualquiera de los dos ajustes, las marismas se convierten en planicies de barro y aguas abiertas.
- Muchas marismas del mundo ya muestran signos de anegamiento, que indica que no se están elevando con suficiente rapidez.
- Algunos datos sugieren que las marismas en las que ciertas plantas invasoras están presentes pueden mantener el ritmo de la subida del nivel del mar.

1. Introducción

Las marismas se encuentran en todos los continentes, excepto en la Antártida (Mcowen et al., 2017; véase la figura presentada a continuación). Son más frecuentes en los climas templados que en las regiones subtropicales y tropicales, donde hay bosques de manglares. Las marismas son ecosistemas altamente productivos que prestan servicios ecosistémicos fundamentales, como la protección de las costas, la prevención de la erosión, el ciclo de los nutrientes, la utilización como hábitat por diversas especies de peces y aves y el secuestro de carbono (Barbier et al., 2011).

La extensión mundial de las marismas está disminuyendo, principalmente como consecuencia de la elevación del nivel del mar y del incremento de la frecuencia y la intensidad de las tormentas costeras (Cahoon, 2006; Duarte et al., 2013). La extensión histórica mundial ha disminuido entre un 25 % y un 50 % desde 1980 (Crooks et al., 2011; Duarte et al., 2008) debido a muchos factores, entre ellos el rellenado para la agricultura y el desarrollo. Muchos de los ecosistemas de humedales que quedan mues-

tran indicios de eutrofización, anegamiento y enfermedades (Short et al., 2016). El impacto en las marismas dependerá en gran medida de la tasa relativa de elevación del nivel del mar y de otros factores, como los mencionados anteriormente (Adam, 2002). Las marismas están perdiendo terreno en favor de los manglares en las latitudes más bajas de su distribución debido al calentamiento (Saintilan et al., 2014). La expansión de los manglares hacia las zonas de marismas puede dar lugar al aumento de la protección contra las tormentas y del almacenamiento de carbono (Doughty et al., 2016), pero también puede provocar una disminución del hábitat de algunos animales.

Las marismas son ecosistemas costeros fundamentales que prestan servicios ecosistémicos a los seres humanos, como la alimentación y la protección contra las marejadas ciclónicas y las olas de tormenta, mediante la atenuación de las inundaciones (gracias a la reducción de la altura de las olas), la protección contra los contaminantes y el secuestro del “carbono azul”. Según Macreadie et al. (2013), la fijación

global de carbono en las marismas (hasta $87,2 \pm 9,6$ teragramos (Tg) de carbono (C)/año, según evaluaciones preliminares) parece ser superior a la de las selvas pluviales tropicales (53 Tg C/año), a pesar de que ocupan una superficie mucho menor (entre el $0,1$ % y el 2 %). Sin embargo, las emisiones de gases de efecto invernadero también pueden ser significativas en algunos lugares, en particular en los humedales con menor grado de salinidad y alto contenido de materia orgánica (Bartlett et al., 1987; Poffenbarger et al., 2011; Huertas et al., 2019). En lo que respecta a las emisiones de metano, los flujos mediados por burbujas (ebullición) también pueden desempeñar un papel importante en las zonas poco profundas con importantes variaciones mareales, promoviendo la liberación de gas en las mareas bajas, debido a la menor presión del agua (Duarte et al., 2007; Baulch et al., 2011; Call et al., 2015; Huertas et al., 2019). Los flujos atmosféricos de los gases de efecto invernadero, principalmente el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O), tienen un mayor potencial de calentamiento atmosférico que el CO_2 (Duarte et al., 2007; Roughan et al., 2018). Los factores de estrés antropogénicos, como la eutrofización y los cambios de salinidad, pueden aumentar los flujos de gases de efecto invernadero (Chmura et al., 2016; Yin et al., 2015; Roughan et al., 2018; Doroski et al., 2019).

Distribución mundial de las marismas



Fuente: Datos de Mcowen et al., 2017.

Nota: Elaborado usando ArcGIS, versión 10.4.

En la primera Evaluación se afirmó que las principales amenazas para las marismas eran la regeneración de tierras, el desarrollo costero, el dragado, la elevación del nivel del mar y la eutrofización, y se determinó que la elevación del nivel del mar era la mayor amenaza relacionada con el clima para las marismas. Según el Organismo Nacional para el Estudio de los Océanos y la Atmósfera de los Estados Unidos (2019), el nivel medio mundial del agua de los océanos aumentó $3,6$ mm por año de 2006 a 2015, lo que representa $2,5$ veces la tasa media anual correspondiente a la mayor parte del siglo XX. Para finales de siglo, es probable que el nivel medio mundial del mar aumente al menos $0,3$ m por encima de los niveles de 2000, aunque las emisiones de gases de efecto invernadero sigan una trayectoria relativamente baja en los próximos decenios. Nicholls et al. (1999) predicen que una elevación del nivel del mar de 1 m eliminará el 46 % de los humedales costeros del mundo. La elevación del nivel del mar varía en las distintas regiones y las diferencias con respecto a la media mundial prevista podrían superar el ± 30 % (Oppenheimer et al., en prensa). Las marismas pueden tener la capacidad de desplazarse tierra adentro o aumentar su elevación en respuesta a la elevación del nivel del mar, pero esa capacidad varía según las condiciones locales, incluida la subsidencia en algunas zonas. La subsidencia está causada principalmente por la retirada de aguas subterráneas, pero también por el reajuste isostático de los glaciares, la compactación del suelo y el asentamiento de los rellenos (Eggleston et al., 2013). El reajuste controlado puede verse impedido por el desarrollo costero, que limita la superficie interior disponible para la reubicación. Esa “compresión costera” se produce cuando el aumento del nivel del mar hace avanzar la marca de bajamar, mientras que la pleamar está determinada por las estructuras de la costa (Doody, 2004). Un metanálisis realizado por Kirwan et al. (2016) indicó que las marismas se estaban creando generalmente a tasas similares o superiores a la elevación histórica del nivel del mar y que los modelos basados en procesos predecían su pervivencia en una amplia gama de escenarios futuros del nivel del mar. En el metanálisis se sostiene que la vulne-

rabilidad de las marismas tiende a exagerarse porque los métodos de evaluación a menudo no tienen en cuenta los procesos de retroalimentación que aceleran la construcción del suelo cuando se produce la subida del nivel del mar y la posibilidad de que las marismas se desplacen tierra adentro, un fenómeno afirmado por un reciente análisis mundial realizado por Rogers et al. (2019). Esas mayores tasas de acreción van acompañadas de mayores tasas de fijación de carbono, lo que sugiere que se produce también una reducción de la tasa del cambio climático (McTigue et al., 2019). La elevación del nivel del mar también puede aumentar las tasas de fijación de carbono. Scheider et al. (2018) descubrieron que la pérdida histórica de marismas en la bahía de Chesapeake (Estados Unidos) se compensaba con la conversión de tierras altas en marismas. Schuerch et al. (2018) destacaron la importancia del espacio de tierras altas (“espacio de alojamiento”) para el desplazamiento de las marismas, que re-

quiere la ausencia de infraestructura construida por el hombre. Si la compresión costera no fuera un problema, el desplazamiento de las marismas hacia el interior sería mucho más fácil en la mayoría de los lugares, aunque podría verse restringido por pendientes pronunciadas.

Desde que se elaboró la primera Evaluación, la pérdida de marismas por la elevación del nivel del mar se ha convertido en un problema actual, en lugar de una mera posibilidad. La utilización de tablas de elevación de la superficie e instrumentos de evaluación recientes para examinar la tasa de acreción de las marismas en comparación con la elevación del nivel del mar ha proporcionado datos que documentan la pérdida. Las técnicas de teleobservación, como la detección y localización por ondas luminosas y la fotografía aérea, también muestran el alcance de las pérdidas y pueden utilizarse periódicamente para vigilar las tasas de cambio.

2. Descripción de los cambios observados en el medio ambiente entre 2010 y 2020

A nivel mundial, la extensión de las marismas se está reduciendo. Sin embargo, como la tasa de aumento del nivel del mar no es idéntica en todos los lugares, se observan diferencias regionales. Crosby et al. (2016) sintetizaron los datos disponibles y descubrieron que la tasa de elevación del nivel del mar a nivel local superaba las tasas de acreción de las marismas en muchos lugares de Europa y los Estados Unidos, lo que indica que incluso en el escenario de emisiones más optimista del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático, el 60 % de las marismas estudiadas crecerán por debajo de la tasa de aumento del nivel del mar para 2100. El aumento observado en todo el mundo de las marejadas ciclónicas en los últimos años afecta al nivel del agua y a la salinidad de las marismas de mareas, lo que, a su vez, puede afectar a las emisiones de gases de efecto invernadero (CO_2 , CH_4 y N_2O) de esos lugares (Capooci et al., 2019).

Si bien la elevación del nivel del mar es la principal fuerza motriz de la pérdida de humedales, la eutrofización también puede contribuir (Deegan et al., 2012). La eutrofización incrementa la biomasa superficial, disminuye la biomasa de las raíces y aumenta la descomposición microbiana, lo que da lugar a la inestabilidad de las plantas, que a su vez provoca el colapso de las riberas de los arroyos, de modo que algunas zonas de marismas se convierten en lodo sin vegetación (véase también el cap.10). La sobrepesca de algunas especies de peces ha dado lugar a un aumento de las poblaciones del cangrejo herbívoro de las marismas (*Sesarma reticulatum*), cuyo consumo de hierbas de las marismas ha provocado la acronecrosis de estas en algunas zonas (Bertness et al., 2014; véase también el cap. 15 de la presente Evaluación). La muerte de los rizomas, debido al anegamiento y la sequía, es responsable de la acronecrosis de las marismas en otras zonas (Elmer et al., 2013). Las marismas cuyo sumi-

nistro de sedimentos es insuficiente son las más vulnerables a la elevación del nivel del mar (véase el cap. 13).

La pérdida de marismas costeras tiene un impacto en otros componentes del sistema marino. Al reducirse las marismas, es probable que disminuya la productividad general de los sistemas de estuarios asociados.

3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar de los seres humanos

Narayan et al. (2017) encontraron que los humedales afectados por las mareas en Nueva Jersey (Estados Unidos) habían evitado daños por inundaciones que ascendían a 625 millones de dólares a raíz del huracán Sandy. Estimaron que se había producido una reducción del 16 % de las pérdidas anuales por inundaciones atribuible a las marismas y que las reducciones eran mayores a menor altura. Los humedales costeros tienen la capacidad de reducir los daños materiales y prevenir los costos asociados a las marejadas ciclónicas (Rezaie et al., 2020). Si disminuye la superficie de marismas y las tormentas costeras y los eventos extremos se hacen más intensos y frecuentes, se reducirá la protección para las comunidades humanas, aumentarán los daños por tormentas y disminuirá la resiliencia. Las poblaciones de peces también pueden disminuir cuando se reduce el hábitat de las etapas juveniles y larvianas (véase el cap. 15 relativo a la pesca comercial), lo que contribuye a perturbar los ingresos y la seguridad alimentaria de las comunidades que dependen de los alimentos marinos.

La pérdida y degradación de las marismas y la reducción de los servicios ecosistémicos y la protección que proporcionan las marismas

afectarán al logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible,¹ en particular los Objetivos 1, 2 y 8, como consecuencia de la disminución de los servicios ecosistémicos y el suministro de alimentos; el Objetivo 11, debido a la reducción de la protección de las zonas costeras frente a los fenómenos extremos; el Objetivo 13, por la capacidad de las marismas de secuestrar el carbono azul, pero también por sus posibles emisiones de gases de efecto invernadero; y los Objetivos 14 y 15, debido al impacto en los ecosistemas. La pérdida de marismas también tendrá consecuencias socioeconómicas. La reducción del número y los tipos de bienes suministrados daría lugar muy probablemente a una disminución del rendimiento de las pesquerías, del secuestro de contaminantes, del almacenamiento de carbono y de la atenuación de las tormentas, así como a un aumento de las emisiones de nitrógeno y metano a la atmósfera. También podrían producirse efectos en la salud humana como resultado del aumento de los contaminantes en los animales de las marismas utilizados para el consumo humano, así como de una peor calidad del agua, si las marismas no eliminan los patógenos y los contaminantes de las aguas residuales.

4. Cambios y consecuencias clave específicos de las regiones

Las marismas ocupan un área considerable con vegetación variable en las costas europeas. La protección de gran parte de la zona de marismas está aumentando en el marco de la red Natura 2000 (Comisión Europea, 2007). En

lo relativo a la vegetación, las marismas del Atlántico Norte están colonizadas principalmente por *Salicornia* spp. y otras plantas anuales, así como los espartillos (*Spartinion maritimae*) (Bortolus et al., 2019), mientras que las espe-

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

cies mediterráneas que se encuentran más arriba en las orillas suelen ser más resistentes a la desecación. En general, las marismas a lo largo del Mediterráneo registran diferencias mínimas de marea y se consideran micromareales, mientras que las de las costas atlánticas suelen registrar importantes variaciones mareales. En general, las zonas con mayor amplitud de mareas sufrirán efectos más graves por la elevación del nivel del mar (Devlin et al., 2017).

Las marismas de Sudáfrica incluyen muchas marismas supramareales que raramente se inundan y sostienen comunidades halófilas (Adams et al., 2016). Debido a la acción de las olas y a la gran presencia de sedimentos, más del 90 % de los estuarios tienen entradas restringidas y la mayoría se cierran temporalmente cuando se forma un banco de arena (Cooper, 2001). La elevación del nivel del mar, el aumento de las tormentas y de la altura de las olas, y los cambios de la descarga de los ríos influirán en las pautas de inundación, los gradientes de salinidad y la biogeoquímica de los sedimentos (Van Niekerk, 2018). Si hay terreno disponible, las marismas se desplazarán

tierra adentro (Tabot y Adams, 2013; Veldkornet et al., 2015). La elevación del nivel del mar producirá condiciones más abiertas, en particular si la boca del estuario está protegida de la acción de las olas y hay pocos sedimentos (Van Niekerk, 2018). Sin embargo, la sequía y la reducción de la entrada de agua dulce provocarán el cierre de la boca, la inundación y la acronecrosis de las plantas de las marismas.

En las marismas de China predominan la especie nativa *Phragmites australis* y *Spartina alterniflora*, que se introdujo desde Inglaterra y América del Norte (Gu et al., 2018; Wan et al., 2009). La extensión de las marismas saladas disminuyó alrededor de un 59 % entre las décadas de 1980 y 2010, debido en gran parte a la regeneración de tierras (Gu et al., 2018; Tian et al., 2016). Con el fin de combatir esa tendencia, China ha aplicado medidas de política para restaurar y conservar las marismas, como la creación de zonas protegidas, el establecimiento de líneas rojas ecológicas y la regulación estricta de la regeneración de tierras. Esas estrategias de gestión son recientes y, por lo tanto, su eficacia aún no se ha demostrado (Bai et al., 2018).

5. Perspectivas

Para persistir, las marismas deben o bien elevarse a una velocidad igual a la de la elevación del nivel del mar, lo que requiere la obtención de nuevos sedimentos suficientes, o bien desplazarse hacia el interior, lo que requiere que haya terrenos no urbanizados inmediatamente tierra adentro de la marisma y una pendiente adecuada. Se prevé que se produzca una pérdida continua de marismas, con la consiguiente pérdida de servicios ecosistémicos y de biodiversidad, en muchas zonas. La disminución de su extensión espacial reducirá la prestación de servicios ecosistémicos. La pérdida de las marismas no solo reduce su capacidad de actuar como sumideros de carbono, sino que la degradación y la perturbación correspondientes también contribuyen a la liberación de carbono a la atmósfera en forma de CO_2 (Pendleton et

al., 2012) y a la emisión de otros gases de efecto invernadero, como el N_2O y el CH_4 .

Peteet et al. (2018) descubrieron que el desarrollo urbano había reducido en gran medida las entradas de sedimento mineral, pero la materia orgánica había permitido que la acumulación vertical superara el nivel del mar durante un tiempo. Sin embargo, la reducción del contenido de minerales había causado debilidad estructural y fallos en los bordes, de modo que llegaron a la conclusión de que la pervivencia de las marismas requeriría la adición de sedimentos minerales. Borchert et al. (2018) mostraron además que los corredores de desplazamiento eran particularmente importantes en los estuarios urbanizados con desarrollo costero, donde no había espacio para que los humedales se desplazasen tierra adentro y se adaptasen a la elevación del nivel del mar.

Un metanálisis realizado por Davidson et al. (2018) determinó que ciertas plantas invasoras permitían que el potencial de almacenamiento de biomasa y carbono aumentara más de un 100 %. Debido a que plantas como la especie invasora *Phragmites australis* crecen más y más rápido, el ecosistema puede almacenar más carbono, y esa planta también promueve el aumento de la elevación de las marismas. Rooth y Stevenson (2000) encontraron mayores tasas de producción de desechos y de atrapamiento de sedimentos minerales y orgánicos en *P. australis*. Por lo tanto, esa especie puede proporcionar una estrategia para combatir la elevación del nivel del mar, si bien conllevaría la reducción de la diversidad de plantas en las marismas y algunos cambios de la fauna. Esa información no ha alterado aún las políticas y proyectos de restauración en los que se elimina la planta. La invasión de *Spartina alterniflora* en las marismas de China (Zhang et al., 2004; Zuo et al., 2012) y América del Sur (Bortolus et al., 2015) ha creado nuevas zonas de vegetación, reduciendo así la pérdida de humedales.

Dado que las marismas son uno de los ecosistemas más productivos del planeta y albergan muchas especies en peligro de extinción, su pérdida tendrá repercusiones considerables a

nivel general en la productividad, la biodiversidad y los servicios ecosistémicos. Se espera que la pérdida de su función de criadero de peces e invertebrados juveniles tenga un impacto significativo. La pérdida de marismas también afectará a las aves, ya que las marismas son importantes lugares de reproducción, búsqueda de alimento, paso del invierno y parada durante las migraciones (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA), 2019).

Los índices de resiliencia elaborados para las marismas de mareas por Raposa et al. (2016) sugieren que es probable que las marismas del Pacífico sean más resilientes que las del Atlántico, en gran parte como consecuencia de las diferencias en el porcentaje de vegetación que se encuentra actualmente por debajo de la pleamar media. Esos índices proporcionan una forma de evaluar la resiliencia, informar a la administración y otorgar prioridad a las zonas de restauración de marismas.

La reducción del hábitat de las marismas tendría consecuencias socioeconómicas, como la reducción de las poblaciones de peces, de la protección contra las tormentas, del secuestro de carbono y contaminación y de la calidad del agua.

6. Principales carencias de conocimientos

Si bien se han realizado algunos estudios sobre los flujos de dióxido de carbono en las marismas (Forbrich y Giblin, 2015; Wei et al., 2020), es necesario saber más sobre los flujos de gases de efecto invernadero en las interfaces entre sedimentos y agua y entre agua y atmósfera en las marismas. Se ha documentado la influencia de las mareas en la emisión de metano desde la interfaz entre sedimentos y agua (Duarte et al., 2007; Poffenbarger et al., 2011; Baulch et al., 2011; Call et al., 2015; Segarra et al., 2013; Huertas et al., 2019), pero la cuantificación de los flujos de gases de efecto invernadero de tales sistemas sigue siendo desconocida en gran parte. Lo mismo se puede decir de las emisiones de N_2O , en relación

con las cuales los estudios experimentales han demostrado la influencia del aporte de nutrientes (Bulsecó et al., 2019), si bien, una vez más, no se ha llevado a cabo una medición y cuantificación sostenida a largo plazo de los flujos correspondientes. Se desconoce en gran medida el papel futuro de las marismas en los presupuestos mundiales de carbono y gases de efecto invernadero debido a los cambios que se están produciendo en su extensión y en los regímenes hidrográficos, de nutrientes y de salinidad (Poffenbarger et al., 2011).

Otra deficiencia se refiere a la forma de aumentar la resiliencia de las marismas frente a la elevación del nivel del mar. Aún no se conocen las mejores técnicas para dejar algunos

Phragmites australis en su lugar ni en qué medida hacerlo podría acelerar la elevación de las marismas. El mantenimiento de corredores de desplazamiento para que las marismas se desplacen tierra adentro es importante en muchas zonas y requiere un grado más alto de investigación y voluntad política. Una posible forma de aumentar la elevación de las marismas es la “deposición de capa fina”, es decir, rociar sedimentos de arroyos de marea sobre la superficie de las marismas (Ford et al., 1999). Entre otras medidas posibles cabe mencionar el suministro artificial de materiales de dragado para alcanzar una tasa de acreción lo suficientemente alta como para permitir que la planicie de marea se adapte a la elevación del nivel del mar (Mendelssohn y Kuhn, 2003). Se descono-

ce la eficacia a largo plazo de estos procedimientos y la frecuencia con la que tendrían que realizarse. Cuando se están erosionando los bordes de las marismas, es posible colocar en esos bordes “costas vivas”, en forma de arrecifes de ostras, “bolas de arrecifes” o rocas, para evitar una mayor erosión (Bilkovic et al., 2017). Las costas vivas han mejorado la resiliencia de las marismas frente a los huracanes más que los bordes duros o las marismas naturales (Smith et al., 2016). Otro enfoque consiste en crear marismas flotantes (Streb et al., 2019). Sin embargo, como esos enfoques son relativamente nuevos, queda por ver si seguirán siendo eficaces frente a la elevación del nivel del mar.

7. Principales carencias en materia de creación de capacidad

Hasta 2020, 985 humedales costeros se han designado sitios de la Convención de Ramsar.² Los sitios, que abarcan cerca de 75 millones de hectáreas, son reconocidos por su importante valor para la humanidad y deben gestionarse de manera que se mantengan sus características ecológicas y se promueva su uso racional.³ El número de sitios Ramsar ha aumentado constantemente desde que la Convención entró en vigor en 1975. Sin embargo, dado que la extensión de los humedales a nivel mundial ha disminuido notablemente durante ese tiempo, la eficacia de la aplicación de la política de Ramsar es cuestionable (Finlayson, 2012). Según científicos de todo el mundo, se necesita urgentemente tomar medidas inmediatas para llevar a cabo la transición a prácticas más sostenibles (Ripple et al., 2017) y reducir la pérdida de hábitats naturales esenciales que proporcionan servicios ecosistémicos, como los humedales y las marismas (Finlayson, 2019; Finlayson et al., 2019).

Algunos países carecen de los conocimientos especializados o los recursos adecuados para

estudiar y rehabilitar las marismas. En los Estados Unidos, el estado de Luisiana dispone de uno de los planes de restauración costera más amplios de América del Norte, con la mayor inversión en la creación de marismas (17.100 millones de dólares), y utilizará material de dragado y el desvío de sedimentos para construir y mantener las tierras costeras. Esas inversiones indican los elevados costos monetarios y de organización de los grandes proyectos de restauración. En muchas zonas del mundo, una intervención de ese calibre excedería la capacidad de los Estados individuales. Por otra parte, algunos países tienen la capacidad, pero todavía no han otorgado prioridad a la conservación de los humedales costeros. Se necesitarán grandes inversiones de tiempo y recursos a nivel mundial, así como concienciación gubernamental, acuerdos y compromisos comunes a gran escala, para invertir las tendencias negativas que se observan actualmente en las marismas. La combinación de la elevación del nivel del mar y el desarrollo humano constituye una amenaza para la extensión de las marismas a

² Convención relativa a los Humedales de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas (Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 996, No. 14583).

³ La lista de sitios puede consultarse en <https://rsis Ramsar.org>.

nivel mundial. Los esfuerzos de conservación y restauración deben reconocer que, dada la aceleración de la elevación del nivel del mar, el hábitat de las marismas es un objetivo difícil

de alcanzar. Las tierras costeras no desarrolladas podrían convertirse en marismas en el próximo siglo, pero el desarrollo humano es el principal obstáculo para que eso ocurra.

Bibliografía

- Adams, J.B., et al. (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., et al. (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., et al. (2011). The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, vol. 81, No. 2, pp. 169–193.
- Bartlett, K., et al. (1987). Methane emissions along a salt marsh salinity gradient. *Biogeochemistry*, vol. 4, No. 3, pp. 183–202.
- Baulch, H.M., et al. (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., et al. (2014). Experimental predator removal causes rapid salt marsh die-off. *Ecology Letters*, vol. 17, No. 7, pp. 830–835.
- Bilkovic, D.M., et al. (2017). *Living Shorelines: The Science and Management of Nature-Based Coastal Protection*. CRC Press.
- Borchert, S.M., et al. (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., et al. (2015). Reimagining South American coasts: unveiling the hidden invasion history of an iconic ecological engineer. *Diversity and Distributions*, vol. 21, pp. 1267–1283.
- _____ (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2016). Greenhouse gas fluxes from salt marshes exposed to chronic nutrient enrichment. *PloS One*, vol. 11, No. 2, e0149937.
- Comisión Europea (2007). *The Interpretation Manual of European Union Habitats–EUR27*. Comisión Europea, Dirección General de Medio Ambiente, Bruselas.
- 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., et al. (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., et al. (2016). Salt marsh persistence is threatened by predicted sea-level rise. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 181, pp. 93–99.
- Davidson, I.C., et al. (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., et al. (2012). Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature*, vol. 490, No. 7420, pp. 388–392.
- Devlin, A., et al. (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., et al. (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., et al. (2016). Mangrove range expansion rapidly increases coastal wetland carbon storage. *Estuaries and Coasts*, vol. 39, No. 2, pp. 385–396.
- Duarte, C.M., et al. (2008). The charisma of coastal ecosystems: addressing the imbalance. *Estuaries and Coasts*, vol. 31, No. 2, pp. 233–238.
- _____ (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., et al. (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., et al., 2013, Land subsidence and relative sea-level rise in the southern Chesapeake Bay region: U.S. Geological Survey Circular 1392, 30 pp., <http://dx.doi.org/10.3133/cir1392>.
- Elmer, W.H., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2018). Losses of salt marsh in China: trends, threats and management. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 214, pp. 98–109.
- Huertas, I., et al. (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., et al. (2016). Overestimation of marsh vulnerability to sea level rise. *Nature Climate Change*, vol. 6, No. 3, pp. 253–260.
- Macreadie, P.I., et al. (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., et al. (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., et al. (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.
- Naciones Unidas (2017). The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I. Cambridge: Cambridge University Press.
- Narayan, et al. (2017). The value of coastal wetlands for flood damage reduction in the northeastern USA. *Scientific Reports*, vol. 7, No. 1, pp. 1–12.
- Nicholls, R.J., et al. (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.
- Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica (NOAA) (2019). Climate Change: Global Sea Level (www.climate.gov/news-features/understanding-climate/climate-change-global-sea-level).
- Oppenheimer, M., et al. (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*, eds. H.O. Pörtner et al..
- Pendleton, L., et al. (2012). Estimating global “blue carbon” emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLoS One*, vol. 7, No. 9.
- Peteet, D.M., et al. (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., et al. (2011). Salinity influence on methane emissions from tidal marshes. *Wetlands*, vol. 31, pp. 831–842. <https://doi.org/10.1007/s13157-011-0197-0>.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) (2019). Biodiversity A-Z. 2019. www.biodiversitya-z.org/.
- Raposa, K.B., et al. (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., et al. (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., et al. (2017). World scientists’ warning to humanity: A second notice. *BioScience*, vol. 67, No. 12, pp. 1026–1028.
- Rogers, K., et al. (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., et al. (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., et al. (2014). Mangrove expansion and salt marsh decline at mangrove poleward limits. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 1, pp. 147–157.

- Scheider N., et al. (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., et al. (2018) Future response of global coastal wetlands to sea level rise. *Nature*, vol. 561, pp. 231–234.
- Segarra, K., et al. (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., et al. (2016). Impacts of climate change on submerged and emergent wetland plants. *Aquatic Botany*, vol. 135, pp. 3–17.
- Smith, C.S., et al. (2016). Living shorelines enhanced the resilience of saltmarshes to Hurricane Matthew (2016). *Ecological Applications*, vol. 28, No. 4, pp. 871–877.
- Streb, C., et al. (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., et al. (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.
- 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., et al. (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., et al. (2009). The positive and negative effects of exotic *Spartina alterniflora* in China. *Ecological Engineering*, vol. 35, pp. 444–452.
- Wei, S., et al. (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., et al. (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., et al. (2004). Formation of *Spartina alterniflora* salt marshes on the coast of Jiangsu Province, China. *Ecological Engineering*, vol. 23, pp. 95–10.
- Zuo, P., et al. (2012). Distribution of *Spartina* spp. along China's coast. *Ecological Engineering*, vol. 40, pp. 160–166.

Capítulo 7J

Taludes continentales y cañones submarinos

Contribuidores: Lisa A. Levin (coordinador), Peter Auster, Malcolm R. Clark, Jason M. Hall-Spencer, Russell Hopcroft, Jeroen Ingels, Anna Metaxas, Bhavani E. Narayanaswamy, Joshua T. Tuhumwire (responsable del subcapítulo) y Moriaki Yasuhara.

Ideas clave

- Los taludes continentales representan el 5,2 % de los océanos y más de una quinta parte de ellos está formada por cañones submarinos. Son zonas de transición fundamentales entre la plataforma continental y las profundidades marinas y tienen gran importancia para el enterramiento del carbono y como hábitat de especies de importancia ecológica y económica.
- Los fuertes gradientes hidrográficos verticales, los complejos rasgos geomórficos y los flujos de fluidos procedentes del fondo marino hacen que las comunidades de fauna de los cañones y los taludes sean muy heterogéneas.
- Cientos de hábitats de rezumaderos de metano, corales y esponjas recientemente descubiertos incrementan la biodiversidad y permiten nuevas interacciones con los sedimentos circundantes.
- Los cañones pueden ser focos de actividad biológica, pero sus comunidades no siempre difieren de las de los taludes adyacentes, que también son altamente productivos. Los sedimentos de los taludes y cuencas pueden constituir un archivo de información histórica sobre los efectos del clima en la biodiversidad.
- Las zonas de mínimo oxígeno naturales revelan que la biodiversidad es muy sensible a la oxigenación, la expansión de las zonas con bajo contenido de oxígeno reducirá la biodiversidad y es probable que la disminución prevista del pH y del suministro de alimentos afecte a los ecosistemas de corales de aguas frías.
- Debido a su proximidad a la costa, los taludes y cañones se ven afectados por la expansión de las actividades relacionadas con el petróleo y el gas en aguas profundas, las instalaciones de energía en el mar, la pesca de fondo y, potencialmente, las actividades de extracción de minerales, así como por la creciente contaminación, incluida la basura y los residuos de las minas situadas en tierra.
- La exploración ha acelerado el descubrimiento de nuevas funciones y servicios ecosistémicos, como novedosos mecanismos de productividad y transferencia de carbono, zonas de cría y transferencia de contaminantes y desechos. Sin embargo, la mayoría de las zonas de cañones y taludes siguen estando en gran medida inexploradas, de manera que aún no se ha podido encontrar la respuesta a importantes cuestiones relativas a las zonas de distribución geográfica de las especies, la conectividad ecológica, las vinculaciones bentopelágicas y la sensibilidad al clima y las perturbaciones directas, en particular en el hemisferio sur y a lo largo de los márgenes de África y América del Sur.
- Una mejor integración de la climatología, la investigación de la conectividad, la biología de la conservación y la gestión de los recursos, combinada con un aumento de los conocimientos taxonómicos y geográficos, mejorará la distribución de los conocimientos, la tecnología, los instrumentos analíticos y las metodologías que se necesitan para avanzar en la comprensión mundial y promover la sostenibilidad de los ecosistemas de taludes y cañones.

1. Introducción

El talud continental está formado por el aumento de la profundidad del fondo marino desde el borde de la plataforma continental (a unos 200 m de profundidad) hasta el límite superior de la emersión continental, donde la pendiente

disminuye. Abarca un total de 19,6 millones de km², que representan el 5,2 % de los océanos (cuadro 1; Harris et al., 2014). Ese entorno se examinó brevemente en la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas,

2017c), en el capítulo 36F (Naciones Unidas, 2017a), como componente de los márgenes de los fondos marinos. El talud continental suele estar atravesado por cañones de paredes empinadas (véase Naciones Unidas, 2017b) y los 9.477 cañones conocidos cubren casi 4,4 millones de km² (cuadro 1), a los que se suman muchos más que aún están por descubrir. El talud también abarca otros rasgos geomórficos y geoquímicos, como cuencas, bancos, escarpes, montes submarinos y rezumaderos de metano (véase la figura a continuación). Los

taludes y cañones son importantes zonas de transición entre aguas someras y profundas, que transportan (y transforman) sedimentos, materia orgánica, agua, organismos, contaminantes y desechos (Puig et al., 2014; Leduc et al., 2018). Los taludes continentales pueden tener un alto nivel de productividad, ya que en ellos se llevan a cabo significativos procesos de enterramiento del carbono y reciclaje de nutrientes, por lo que son importantes para el bienestar de la sociedad (Levin y Sibuet, 2012).

Cuadro 1
Cobertura y número de taludes y cañones en el océano mundial

Accidente	En todos los océanos	Ártico (km ²)	Índico (km ²)	Mar Mediterráneo (km ²)	Atlántico Norte (km ²)	Pacífico Norte (km ²)	Atlántico Sur (km ²)	Pacífico Sur (km ²)	Antártico (km ²)
Superficie de talud(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
Porcentaje de la superficie total de talud	100.00	7.03	5.88	30.00	7.68	5.80	3.94	3.67	3.03
Superficie total de cañones (km ²)	4 393 650	359 650	760 420	163 040	738 430	816 580	291 290	694 790	569 440
Porcentaje de la superficie total de cañones	100	16.1	11.2	13.8	10.4	11.2	8.9	10.2	15.1
Número de cañones	9 477	404	1 590	817	1 548	2 085	453	2 009	571
Porcentaje del talud formado por cañones	11.2	16.1	11.2	13.8	10.4	10.2	8.9	10.2	15.1

Fuente: Harris et al., 2014.

Los fuertes gradientes (generalmente verticales) de temperatura, oxigenación, CO₂, hidrodinámica, flujos de partículas y transporte de sedimentos que caracterizan a los taludes y cañones conforman sus comunidades biológicas (véase la figura a continuación). Los flujos de carbono orgánico particulado y los grandes descensos orgánicos (despojos de mamíferos marinos y peces, madera y algas)

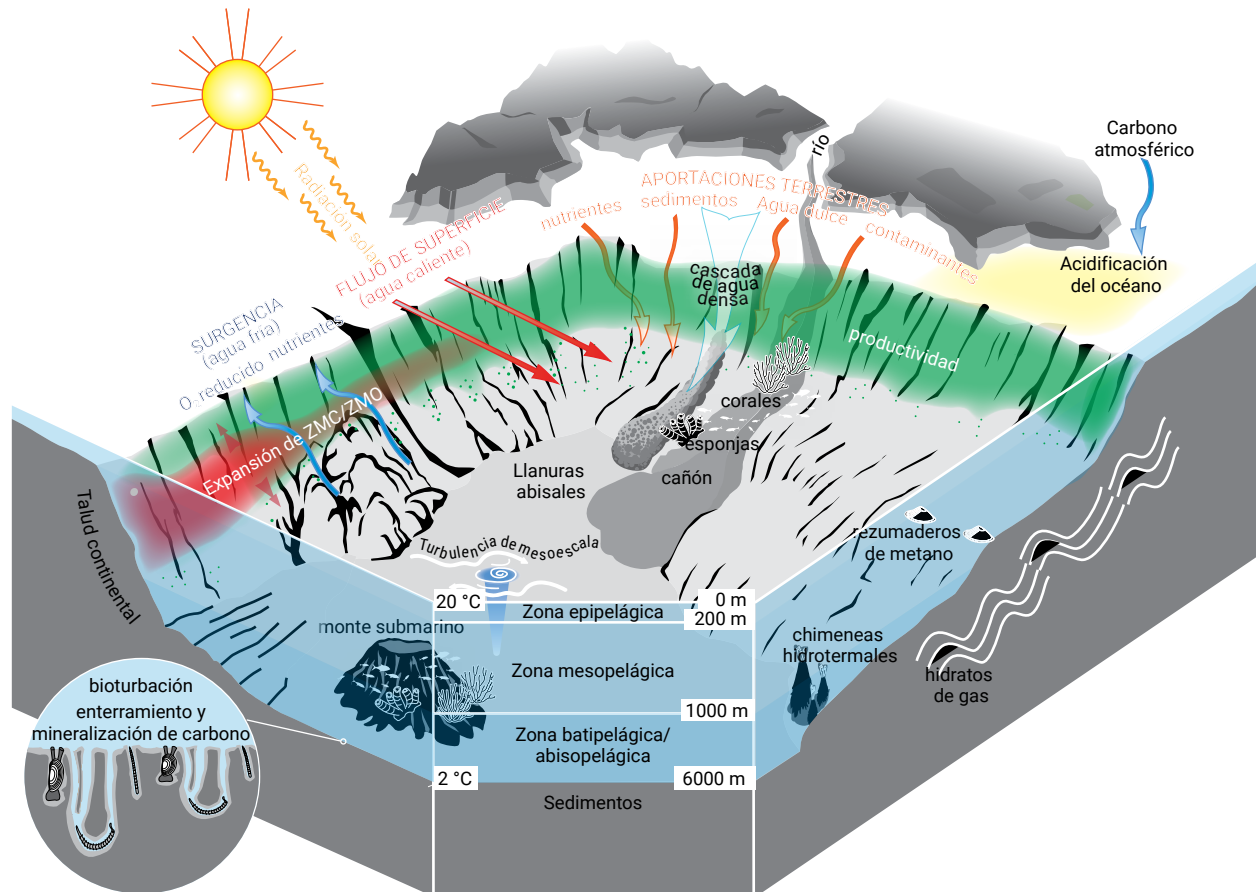
desde las aguas superficiales y de la plataforma, y los flujos geoquímicos (metano, sulfuro e hidrógeno) del interior del lecho marino crean una importante heterogeneidad de fuentes de energía para los ecosistemas de los taludes y los cañones. La heterogeneidad ambiental adicional en los taludes a escalas de entre 10 m y cientos de kilómetros se deriva de la variación de las fuentes sedimentarias, las condiciones

oceanográficas, los procesos geológicos dinámicos y los marcos creados por las especies formadoras de hábitat (Kelly et al., 2010).

Los taludes y cañones se ven fuertemente influenciados por el cambio climático y, dado que son los entornos de las profundidades marinas más cercanos a las poblaciones humanas, experimentan mayores presiones de la actividad humana que otros sistemas de las profundidades marinas. Entre las principales influencias antropógenas figuran las perturbaciones físicas y biológicas causadas por la pesca, el transporte marítimo, la eliminación intencio-

nada y no intencionada de desechos de tierra (por ejemplo, la eliminación de los residuos de las minas, la basura y los contaminantes), la carga de materia orgánica (por ejemplo, las aguas residuales, los nutrientes y los insumos industriales), las actividades relacionadas con el petróleo y el gas y la posible extracción de minerales. Los cambios relacionados con el clima que dan lugar al calentamiento, la pérdida de oxígeno y cambios de la intensidad y frecuencia de las tormentas se superponen a sus efectos en esas otras perturbaciones humanas.

Figura I
Características del hábitat en los taludes continentales y cañones, con los efectos de las condiciones cambiantes



Fuente: Modificado de Levin y Sibuet, 2012, disponible en <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-120709-142714>, con asistencia de Andres Algeria.

Abreviaciones: ZMC, zona de mínimo carbono; ZMO, zona de mínimo oxígeno.

2. Avances en la comprensión de los taludes y cañones

2.1. Biodiversidad de los taludes

La fauna del margen continental presenta una fuerte zonación en relación con la profundidad y se registran grandes cambios de la composición en la transición entre la plataforma y los taludes (300 a 500 m de profundidad), a lo largo de la parte superior de los taludes (1.000 m de profundidad) y entre 2.000 y 3.000 m de profundidad (Carney, 2005). La estratificación de la masa de agua en los taludes continentales contribuye a la zonación de profundidad y a una gran diversidad beta del macrobentos (por ejemplo, Narayanaswamy et al., 2010), el meio-bentos (Danovaro et al., 2009; Bianchelli et al., 2010), los peces (p. ej., Priede et al., 2010) y la megafauna (p. ej., Hunter et al., 2011), así como a la disminución de la diversidad alfa en las masas de agua con bajo contenido de oxígeno (Sellanes et al., 2010; Gooday et al., 2010). La diversidad de la fauna suele ser mayor en las profundidades correspondientes a la parte media de los taludes (1.500 a 2.500 m) (Rex y Rowe, 1983; Rex y Etter, 2010; Menot et al., 2010), por razones vinculadas a la heterogeneidad de los sedimentos, la productividad y el flujo de agua (Levin et al., 2001). La densidad de la fauna de los taludes (por ejemplo, crustáceos, ofiuras y esponjas) habitualmente alcanza sus valores máximos en los bordes de las masas de agua con reducido contenido de oxígeno bajo las zonas de surgencia, en los puntos topográficos más altos y en los cañones (Levin, 2003; De Leo et al., 2010; Domke et al., 2017), donde el aumento del flujo de partículas mejora el suministro de alimentos.

2.2. Condiciones ambientales cambiantes en los taludes y cañones

2.2.1. Zonas de mínimo oxígeno y desoxigenación de los océanos

Los taludes continentales y cañones situados bajo las aguas altamente productivas de las zonas de surgencia están expuestos a las

aguas hipóxicas naturales denominadas zonas de mínimo oxígeno a profundidades de entre 100 y 1.200 m en gran parte del Pacífico oriental, la zona septentrional del océano Índico y frente a la costas de África Occidental (Helly y Levin, 2004). La disponibilidad de oxígeno en los taludes es muy dinámica en escalas temporales estacionales, interanuales y glaciares o interglaciares (Levin et al., 2015a; Huang et al., 2018, 2019). Las aguas con bajo contenido de oxígeno configuran la composición, la diversidad y los atributos funcionales de la columna de agua y el bentos (Levin, 2003), así como el tamaño, el crecimiento, la calcificación y la reproducción de cada individuo (Sato et al., 2018), y provocan una fuerte zonación de la megafauna y la macrofauna a través de los gradientes de oxígeno de las zonas de mínimo oxígeno en los taludes (Wishner et al., 1995; Levin, 2003; Gooday et al., 2009, 2010; Hunter et al., 2011; Levin y Gallo, 2019) y los cañones (De Leo et al., 2012; Domke et al., 2017). La diversidad de los invertebrados de la macrofauna (Levin y Gage, 1998; Sperling et al., 2016) y la diversidad de los peces (Gallo et al., 2020) disminuyen drásticamente a concentraciones de oxígeno inferiores a 7 mmol O₂, y los patrones de abundancia de los peces, captura y esfuerzo de pesca pueden variar dependiendo de la disponibilidad de oxígeno (Bertrand y otros, 2011; Keller et al., 2015; Salvatelli et al., 2019; De Leo et al., 2017).

Las comunidades planctónicas dentro de las zonas de mínimo oxígeno también dependen fuertemente de la oxigenación en el espacio y el tiempo (Ekau et al., 2010; Gilly et al., 2013; Seibel et al., 2016; Tutasi y Escribano, 2020), y muestran zonación, efectos de borde, máximos de densidad y umbrales de diversidad bruscos de carácter específico (Wishner et al., 2008, 2013). Unos gradientes de oxígeno muy pequeños pueden causar grandes cambios de la composición de la comunidad en escalas espaciales relativamente reducidas (Wishner et al., 2008, 2018). Sin embargo, algunos crustáceos planctónicos muestran una sorprendente tolerancia a la hipoxia (Seibel et al., 2016, 2018). Ciertos copépodos manifiestan una zo-

nación ontogenética, de manera que en las diferentes etapas de su ciclo de vida prosperan a diferentes niveles de oxígeno (Wishner y otros, 2000; Hidalgo et al., 2005).

Muchas zonas de mínimo oxígeno se están expandiendo como resultado del cambio climático (Stramma et al., 2008, 2010; Levin, 2018). Se prevé que la expansión cause una pérdida de diversidad (Sperling et al., 2016), que coincidirá con la reducción de la resiliencia (Levin et al., 2013), la disminución de la bioturbación (Smith et al., 2000; Levin et al., 2009; Schimmelmann et al., 2016), cambios del procesamiento de carbono por la macrofauna al procesamiento por protozoos (Woulds et al., 2007, 2009) y la alteración de las redes alimentarias (Sperling et al., 2013; Gallo, 2018). La vigilancia a largo plazo en la Ensenada del Sur de California revela disminuciones de la abundancia de larvas de peces mesopelágicos (Koslow et al., 2011) y reducción de la profundidad de los límites superior e inferior de la capa difusora profunda durante el día (peces e invertebrados grandes) (Netburn y Koslow, 2015), junto con la reducción de la profundidad de la hipoxia en los últimos 25 años. La visión de las larvas de calamares, pulpos y cangrejos en el sur de California puede verse afectada por la reducción de la disponibilidad de oxígeno (McCormick et al., 2019). En el Pacífico sudoriental, la zona de oxígeno mínimo es muy sensible a la variabilidad climática y muestra un alto grado de variabilidad estacional a interanual del oxígeno causada por El Niño-Oscilación Austral, las fluctuaciones de la corriente subsuperficial peruano-chilena, la corriente subsuperficial ecuatorial y las turbulencias (Czeschel et al., 2015; Pizarro-Koch et al., 2018; Espinoza-Morriberón et al., 2019). Múltiples indicadores indirectos sugieren que se ha producido una oxigenación reciente (registrada desde 1999), asociada a la profundización de la zona de mínimo oxígeno (Graco et al., 2017; Cardich et al., 2019).

2.2.2. Acidificación del océano

Los taludes y cañones cada vez son más vulnerables a la acidificación del océano. En el marco de la hipótesis de trayectoria de concentración representativa de 8,5 (un escenario climático sin cambios), se prevé que el pH medio disminuya 0,14 unidades en los taludes y 0,11 unidades en los cañones para 2100 (cuadro 2; Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2019; Bindoff et al., 2019). El Atlántico Norte es particularmente vulnerable porque la formación de aguas profundas propaga los cambios de la química del carbonato derivados de la superficie hacia el interior del océano y la corriente límite occidental los transporta aún más lejos; en la hipótesis de trayectoria de concentración representativa de 8,5 se proyectan disminuciones del pH de 0,3 unidades para el 14 % del talud por debajo de los 500 m y el 15 % de los cañones para 2100 (Gehlen et al., 2014). Los taxones de zonas en los que un reducido nivel de oxígeno y un alto nivel de CO₂ son ocurrencias naturales pueden ser menos vulnerables al impacto de la acidificación del océano, pero cada cuenca oceánica tiene características diferentes. En el océano Índico, la biodiversidad de la macrofauna se ve más influida por niveles elevados de CO₂ que por la disminución del oxígeno, mientras que lo contrario ocurre en el Pacífico Oriental, donde la reducción del oxígeno explica mejor las tendencias de la biodiversidad (Taylor et al., 2014; Sperling et al., 2016; Sato et al., 2018). Es necesario fortalecer los sistemas de seguimiento, como la Red Mundial de Observación de la Acidificación de los Océanos, para evaluar los cambios del sistema de carbonatos del agua marina en taludes y cañones.

Cuadro 2

Cambios climáticos proyectados como promedio (mínimo y máximo) en el fondo marino profundo para los taludes continentales, cañones y corales de aguas frías cartografiados de 200 a 2.500 m según las hipótesis de trayectoria de concentración representativa de 8,5 y 2,6 desde el presente hasta el período 2081-2100 utilizando tres modelos del sistema Tierra

	Temperatura (°C)	pH	Oxígeno disuelto (mmol/kg)	Flujo de carbono orgánico particulado
	Trayectoria de concentración representativa de 2,6	Trayectoria de concentración representativa de 2,6	Trayectoria de concentración representativa de 2,6	Trayectoria de concentración representativa de 2,6
Taludes continentales	+0.30 (-0.44, + 2.30)	-0.06 (-0.19, -0.02)	-3.1 (-49.3, + 61.7)	-0.39 (-16.0, +3.9)
Cañones	+0.31 (-0.27, +1.76)	-0.05 (-0.13, +0.01)	-3.54 (-44.66, +29.30)	-0.33 (-10.53, + 3.53)
Corales de aguas frías	+4.3 (-0.29, +1.85)	-0.07 (-0.13, 0.0)	-3.5 (-25.6, + 24.7)	-0.7 (-10.5, + 3.4)
	Trayectoria de concentración representativa de 8,5	Trayectoria de concentración representativa de 8,5	Trayectoria de concentración representativa de 8,5	Trayectoria de concentración representativa de 8,5
Taludes continentales	+0.75 (-8.4, +4.4)	-0.14 (-0.02, -0.44)	-10.2 (-67.8, +53.82)	-0.66 (-33.33, + 10.3)
Cañones	+0.19 (-0.03, +1.14)	-0.11 (-0.35, +0.02)	-0.80 (-28.76, +10.07)	-0.80 (-28.76, +10.07)
Corales de aguas frías	+0.96 (-0.42, +3.84)	-0.15 (-0.39, +0.001)	-10.6 (-59.2, + 11.1)	-1.69 (-20.1, + 4.6)

Fuente: Adaptado de Cuadro 5.5 de Bindoff, N.L., y otros, 2019.

2.2.3. Suministros de alimentos

El suministro de alimentos a los ecosistemas de taludes y cañones se deriva en gran medida del flujo de materia orgánica de las aguas superficiales de los océanos. Según las proyecciones, los taludes y cañones registrarán reducciones del flujo de carbono orgánico particulado para el período 2081-2100 en una serie de escenarios de emisiones (excepto en el océano Antártico y el océano Ártico), así como las reducciones concomitantes de la biomasa bentónica (Jones y otros, 2014; Yool et al., 2017; Grupo Intergubernamental de Expertos sobre

el Cambio Climático (IPCC), 2019); sin embargo, se prevé que la disminución del flujo de carbono orgánico particulado sea entre un 30 % y un 50 % menor en la hipótesis de trayectoria de concentración representativa de 2,6 que en la de 8,5 (IPCC, 2019; cuadro 2). Todavía no se han cuantificado las contribuciones totales de la producción quimiosintética a las redes alimentarias de los taludes y cañones, pero la futura disociación del metano de los hidratos de gas enterrados inducida por el calentamiento (Biastoch et al., 2011) podría aumentar las contribuciones.

2.3. Los taludes continentales como archivo paleoecológico único

El talud continental sirve como escenario único y fundamental para comprender la dinámica histórica de la biodiversidad de las aguas profundas. Las zonas que experimentan tasas de sedimentación muy elevadas permiten reconstruir las condiciones oceanográficas del pasado y la respuesta de la biodiversidad a escalas temporales de décadas o siglos durante las últimas decenas de miles de años, sobre la base de los ostrácodos (Yasuhara y Cronin, 2008; Yasuhara et al., 2017; Yasuhara, 2018). Por ejemplo, en el Atlántico Norte, el cambio brusco de temperatura ha afectado a la abundancia y la biodiversidad bentónicas de las aguas profundas, según los registros paleoecológicos de los últimos 20.000 años (Yasuhara et al., 2008, 2014, 2016; Yasuhara y Danovaro, 2016).

2.4. Heterogeneidad de los hábitats

2.4.1. Comparaciones de taludes y cañones

Se considera que los cañones submarinos son una fuente clave de heterogeneidad y biodiversidad. Las comunidades de organismos procariontas y eucariotas microbianos planctónicos parecen similares en los entornos de cañones y taludes del Mediterráneo (Celussi et al., 2018; Diociaiuti et al., 2019), aunque se documentaron más virus e infecciones víricas en el cañón de Bisagno que en el talud adyacente (Corinaldesi et al., 2019a, 2019b). Un fuerte vínculo entre los procesos de mesoescala y la caída en cascada de aguas densas, en particular, puede influir en la biogeoquímica (Chiggiato et al., 2016), los microbios (Luna et al., 2016), la deposición de materia orgánica, la producción microbiana y la actividad viral (Rastelli et al., 2018) de los cañones, y puede ser particularmente importante para el sostenimiento del hábitat de los corales de aguas profundas (Taviani et al., 2019). Las comparaciones realizadas recientemente no sugieren que existan diferencias significativas en cuanto a la biomasa, la densidad o la composición de los foraminíferos (Di Bella et al., 2019), la meiofauna de metazoos (Bianchelli et al., 2010; Bianchelli y Danovaro, 2019; Carugati

et al., 2019) o la macrofauna (Harriague et al., 2019) entre los taludes y los cañones del Mediterráneo. En cambio, las mayores densidades de los depositívoros (especies de sipuncúlidos y holoturias) y de la meiofauna se dan en los cañones de Nueva Zelanda (a profundidades de entre 700 y 1.500 m) en lugar de en el talud adyacente (Rowden et al., 2016; Rosli et al., 2016), posiblemente debido a las diferencias de complejidad topográfica y a la mayor disponibilidad de materia orgánica (Leduc et al., 2014, 2016; Rowden et al., 2016). La gran heterogeneidad también promueve la existencia de una mayor diversidad a nivel local y regional en los cañones del Mediterráneo (Gambi y otros, 2019; Bianchelli y Danovaro, 2019; Carugati et al., 2019) y el Atlántico nororiental (Ingels y Vanreusel, 2013; Ingels et al., 2011) y se registra una alta rotación de especies entre cañones (Harriague et al., 2019). La presencia de corales ahermatípicos de aguas profundas (escleractinios y octocorales) en las profundidades batiales aumenta la densidad e influye en la composición y diversidad de las comunidades de sedimentos adyacentes en el golfo de México (Demopoulos et al., 2014, 2016; Bourque y Demopoulos, 2018), con diferentes corales asociados a diferentes comunidades de la endofauna, posiblemente por influencia de las diferencias de hábitat. La presencia de corales de aguas profundas rompe las pautas normales de densidad y diversidad en función de la profundidad de la región (Wei et al., 2010). Por lo tanto, es probable que la perturbación de los hábitats de los corales afecte a la endofauna de los taludes cercanos (Bourque y Demopoulos, 2018). En general, la variabilidad en cuanto a la composición de las especies bentónicas y la abundancia por región de los diversos hábitats (Bowden et al., 2016; Leduc et al., 2016) puede limitar la capacidad de sacar conclusiones generales sobre las diferencias entre los cañones y taludes. El zooplancton y, en particular, el krill se encuentran a menudo en mayor abundancia sobre el borde de la plataforma continental y los taludes (Lu et al., 2003; Lowe et al., 2018). Diversos procesos pueden dar lugar a esas agregaciones de zooplancton y peces (Genin, 2004), y parece que los cañones también pueden contribuir en gran medida

a los focos de kril (Santora et al., 2018), aunque su impacto en el zooplancton de menor tamaño está poco documentado.

2.4.2. Heterogeneidad geomórfica

Los aspectos geomorfológicos a escala más detallada de los taludes y cañones, como la profundidad del agua, el tipo de sedimento, la retrodispersión acústica, la exposición a las olas y la rugosidad del fondo marino, pueden utilizarse para describir las laderas y los cañones como hábitats y predecir las comunidades bentónicas en ausencia de muestreo (Harris y Baker, 2020; Kenchington et al., 2014; Pierdomenico et al., 2015, 2019; Fanelli et al., 2018; Huang, Zhi et al., 2018). En la actualidad, los rasgos geomórficos, conformados por la erosión, el transporte de sedimentos, la deposición y la inestabilidad tectónica (Lastras et al., 2008), así como por la biología (Marsh et al., 2018; Lo Iacono et al., 2019), pueden cartografiarse eficazmente utilizando vehículos operados por control remoto y vehículos submarinos autónomos (Huvenne et al., 2018). Las características geomórficas del paisaje pueden servir de base para la planificación territorial, la determinación de áreas marinas protegidas, la planificación de la investigación y la evaluación de los recursos económicos (Harris y Baker, 2020; Ismail et al., 2015; Hogg et al., 2016), lo que subraya la pertinencia de los esfuerzos que se están realizando para cartografiar todo el fondo marino (Mayer et al., 2018). La interacción de grandes rasgos batimétricos o tectónicos con las corrientes de fondo puede dar lugar a la exposición o deposición de suelos duros, costras y nódulos minerales, incluidos los formados por ferromanganeso y fosforitas (Muñíos et al., 2013), y puede causar inestabilidad en los taludes (Teixeira et al., 2019).

2.4.3. Heterogeneidad geoquímica

La biodiversidad de los ecosistemas de los taludes y cañones se ve influida por el rezumado de metano y otros fluidos ricos en hidrocarburos desde el fondo del mar (Levin, 2005; Egger et al., 2018). Los rezumaderos de metano albergan comunidades de megafauna con características propias y en ellos predomina la fauna quimioautótrófa (véase el cap.7P). La

reciente aparición de métodos acústicos de detección de penachos de burbujas ha revelado la omnipresencia de rezumaderos y su gran abundancia (Riedel et al., 2018; Skarke et al., 2014). El calentamiento de los océanos y la alteración de la circulación, que puede promover la desgasificación, podrían estar incrementando ya el número de rezumaderos en los taludes (Phrampus y Hornbach, 2012; Johnson et al., 2015). Las nuevas exploraciones revelan la influencia de los rezumaderos en las comunidades de referencia de taludes y cañones (Levin et al., 2016a), como fuentes de alimentos quimiosintéticos (Seabrook et al., 2019; Rathburn et al., 2009; Goffredi et al., 2020), hábitats de cría (Treude et al., 2011; Sen et al., 2019) y sustrato en el caso del suelo duro (carbonato) (Levin et al., 2015b, 2017), y como estímulos de la producción de la columna de agua (D'souza et al., 2016).

2.5. Conectividad de las poblaciones

Las poblaciones, comunidades y ecosistemas fragmentados pueden seguir siendo viables o recuperarse de las perturbaciones mediante la conectividad ecológica, definida como el intercambio de individuos, especies o recursos. En los taludes continentales y cañones, el sustrato duro distribuido de manera heterogénea sostiene corales y esponjas de aguas profundas que son vulnerables a las perturbaciones causadas por la pesca y presentan características del ciclo vital que no favorecen la resiliencia o la recuperación de la población, como la longevidad y el crecimiento y reclutamiento lentos (Reed et al., 2007; Huvenne et al., 2016; Bennecke y Metaxas, 2017). La comprensión de la variación espacial del potencial reproductivo (Fountain et al., 2019) y el uso de modelos hidrodinámicos para evaluar las pautas de conectividad pueden contribuir a formular estrategias de conservación eficaces (Kool et al., 2013, 2015; Metaxas et al., 2019). Algunos estudios genéticos recientes han permitido comprender mejor las distancias de dispersión y la dinámica de sumideros y fuentes, que varían entre las especies de corales y esponjas de aguas frías en entornos de taludes a nivel de rasgos regionales y geomórficos (Zeng et

al., 2017, 2019; Holland et al., 2019), mientras que las corrientes regionales y locales pueden actuar como rutas o barreras para la disper-

sión de las larvas (Dueñas et al., 2016; Holanda et al., 2019; Zeng et al., 2019).

3. Servicios y beneficios ecosistémicos en los taludes y cañones

Entre los servicios ecosistémicos que prestan los taludes y cañones se cuentan el secuestro de carbono y el reciclaje de nutrientes, la pesca, el sostenimiento de la biodiversidad y la eliminación de desechos, a los que hay que añadir un interés emergente en la extracción de recursos no renovables (Fernández-Arcaya et al., 2017).

3.1. Pesca

De ordinario, la pesca de aguas profundas depende de la zona exterior de las plataformas y los taludes batiales, incluso en el interior de algunas zonas de mínimo oxígeno (Keller et al., 2015). Los cañones sirven como zonas clave de alimentación, desove y reclutamiento de peces (D'Onghia et al., 2015) y mariscos (Sardà et al., 2009) de interés económico. A menudo, aunque no siempre (Ross et al., 2015), los peces se dan en mayor abundancia, son más grandes y tienen tasas de madurez más rápidas en los cañones, como se ha demostrado en el caso de los tiburones, el congrio, la merluza y la breca (Sion et al., 2019). El descubrimiento de la estrecha vinculación de algunas especies de peces y mariscos de interés comercial con rezumaderos de metano de cañones y taludes (Sellanes et al., 2008; Bowden et al., 2013; Grupe et al., 2015; Seabrook et al., 2019) sugiere la posible contribución de los ecosistemas quimiosintéticos a la pesca en el margen continental (Levin et al., 2016a), y dio lugar a que el Consejo de Ordenación de la Pesca del Pacífico de los Estados Unidos designara los rezumaderos de metano como hábitat esencial para los peces de fondo de la costa del Pacífico (Plan de ordenación de la

pesca de peces de fondo de la costa del Pacífico, enmienda 28).¹

3.2. Servicios de apoyo y regulación

La exploración de taludes y cañones acelera el descubrimiento continuo de nuevas funciones y servicios, como el papel emergente de los peces demersales y de aguas profundas en los taludes continentales para transferir carbono desde la capa difusora profunda a mayores profundidades del océano (Trueman et al., 2014; Gallo, 2018; Vieira et al., 2019). En taludes frente a la costa de Costa Rica se han encontrado funciones de sostenimiento de la cría para pulpos a 3.000 m y huevos de peces adheridos en el interior de xenoflóforos (protozoos gigantes) (Levin y Rouse, 2019), así como receptáculos de huevos de elasmobranquios asociados a rezumaderos de metano en taludes frente a Chile y en el Mediterráneo (Treude et al., 2011) y en campos de gorgonias (Etnoyer y Warrenchuk, 2007). Los procesos físicos que tienen lugar dentro de los cañones contribuyen a la surgencia de nutrientes hacia la plataforma y al transporte de la productividad de la plataforma hacia aguas más profundas (Fernández-Arcaya et al., 2017). Otros procesos que se realizan en los cañones eliminan y entierran los contaminantes y los desechos, además de apoyar la biodiversidad proporcionando refugios frente a la presión de la pesca.

3.3. Energía

La explotación del petróleo y el gas se ha ampliado a profundidades de más de 3.000 m en los taludes continentales del golfo de México, frente a las costas de Angola y el Brasil y en otros lugares (Merrie et al., 2014). En los caño-

¹ Pueden consultarse en www.pcouncil.org/groundfish/fishery-management-plan.

nes se acumula materia orgánica y cada vez más frecuentemente son objeto de extracción de hidrocarburos. Por ejemplo, el 24 % de los cañones australianos se encuentran en zonas sometidas a contratos de licencia de explotación de petróleo y gas (Fernández-Arcaya et al., 2017). Para algunos países, el petróleo y el gas representan una importante fuente de ingresos. No obstante, la exploración, las operaciones rutinarias y los derrames de hidrocarburos tienen un impacto ambiental (Cordes et al., 2016).

Aunque todavía se encuentra en las primeras etapas de desarrollo, la energía renovable marina en forma de infraestructura eólica podría llegar a utilizar estructuras flotantes sobre aguas de hasta 1.000 m de profundidad (Bosch et al., 2018).

4. Impacto de las actividades humanas

En un examen reciente se determinaron cuatro categorías principales de impacto de las actividades humanas en los cañones: la pesca de contacto con el fondo; la exploración en busca de recursos y su explotación; los contaminantes, la basura y los residuos de explotaciones mineras situadas en tierra; y los factores de estrés climático (Fernández-Arcaya et al., 2017). Esas mismas actividades afectan a los taludes continentales, al igual que la posible extracción de minerales (por ejemplo, arena o fosforitas) e hidratos de gas.

La pesca comercial en los taludes continentales y cañones, como se indicó en la primera Evaluación, sigue siendo una importante fuente de perturbaciones directas que afectan a las comunidades bentónicas de aguas profundas (Pusceddu et al., 2014; Clark et al., 2016). La pesca de arrastre de fondo causa una modificación considerable del fondo marino, ya que aumenta la concentración de sedimentos en suspensión (Daly et al., 2018; Paradis et al., 2018a), cambia la distribución y las propiedades de los sedimentos (Martín et al., 2014a, 2014b; Paradis et al., 2018b) y actúa como un factor de estrés

3.4. Productos naturales

Existe un creciente interés en la prospección de compuestos bioactivos en aguas profundas, aunque en 2016 menos del 3 % de los metabolitos marinos conocidos procedían de organismos de aguas frías (Soldatou y Baker, 2017). Se ha demostrado que las bacterias y los hongos de los sedimentos de aguas profundas sobre los taludes continentales son una rica fuente de compuestos con propiedades antibacterianas, fungicidas, anticancerígenas y citotóxicas (Skropeta y Wei, 2014). Los invertebrados, en particular los octocorales y las demosponjas, que son comunes en los cañones, son también objetivos de biodescubrimientos (Winder et al., 2011; Leal et al., 2012; Blunt et al., 2013; Fernández-Arcaya et al., 2017), ya que los metabolitos de esponjas de aguas profundas tienen propiedades antitumorales (Wright et al., 2017).

acumulativo en los ecosistemas sometidos a estrés en cuanto al oxígeno (De Leo et al., 2017; Levin y Gallo, 2019). Las actividades pesqueras producen basura y desechos a través de hilos, redes y nasas perdidas (p. ej., 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), que enredan o dañan físicamente a diversas especies marinas, incluido el coral de aguas frías (Aymà y otros, 2019). Algunas especies invasoras pueden propagarse mediante la adherencia a esos desechos y basura o la asociación con ellos, lo que constituye una preocupación adicional.

Los contaminantes, sedimentos, materia orgánica detrítica, plásticos y otros tipos de basura marina se desplazan fácilmente desde las aguas de la plataforma hacia los cañones (Salvadó et al., 2017, 2019; Tamburrino et al., 2019) y las aguas profundas (Puig et al., 2014; Leduc et al., 2018). La acumulación de metales tóxicos (p. ej., el cadmio) en los sedimentos promueve la tolerancia microbiana a los metales (Papale et al., 2018). La basura plástica (p. ej., envuelto-

rios, bolsas y botellas) se encuentra por todas partes en el fondo marino del talud continental de todo el mundo, en particular en las rutas marinas muy transitadas (Gerigny et al., 2019; Mecho et al., 2020). Se han encontrado microplásticos, que transportan contaminantes orgánicos persistentes adsorbidos, en animales muestreados en taludes y cañones profundos (Woodall et al., 2014; Taylor et al., 2016; Courtenne-Jones et al., 2017, 2019). La eliminación de los residuos de la extracción minera producidos en forma de desechos de partículas finas tras la extracción de metales de la mena en tierra puede introducir metales como el arsénico, el cobalto, el níquel, el mercurio, el plomo y el zinc y desechos del procesamiento (cianuro de sodio o cal) en taludes y cañones (Reichelt-Brussett, 2012; Ramirez-Llodra y otros, 2015). Solo en 2015, siete países vertieron al océano los residuos de 16 extracciones mineras (Vare et al., 2018). Los residuos pueden causar la muerte de fauna por asfixia o envenenamiento directos o por interacciones alteradas de especies, así como por bioacumulación.

El descubrimiento del potencial minero de las zonas de taludes para explotar los recursos de fosfatos (frente a las costas de México, Namibia, Nueva Zelanda y Sudáfrica) y los depósitos de sulfuros masivos del fondo marino en zonas de montes submarinos, pináculos o arcos volcánicos representa una amenaza adicional para los entornos de los taludes (Levin et al., 2016b). La explotación de los hidratos de gas (metano congelado) enterrados en los márgenes continentales suscita un considerable interés (Chong et al., 2016). La explotación y liberación de hidratos de gas puede generar impactos ambientales en los taludes continentales y cañones que se asemejan o superan a los documentados para la explotación tradicional de petróleo y gas en aguas profundas (Cordes et al., 2016; Olsen et al., 2016). La inestabilidad física de los taludes y cañones es una cuestión importante que hay que tener en cuenta en la gestión de las actividades humanas en esos hábitats.

5. Principales carencias de conocimientos

La mayoría de los cañones y laderas aún no han sido investigados, en particular en el hemisferio sur y en los márgenes de los países en desarrollo. La mitad de las publicaciones pertinentes se centran solo en 11 cañones de todo el mundo (Matos et al., 2018). En la primera Evaluación se señalaron varias lagunas de conocimiento, que, en su mayor parte, siguen existiendo. Entre ellas, cabe mencionar la caracterización de la biodiversidad de los pequeños taxones en sustratos duros (como en los cañones) que son difíciles de muestrear. Además, las zonas de distribución geográfica de las especies, las pautas de conectividad y las tendencias a largo plazo de la resiliencia y la sensibilidad ante las perturbaciones naturales, climáticas y otras perturbaciones de origen antropógeno siguen siendo poco conocidas en muchos entornos de taludes de todo el mundo. Se prevé que los mayores cambios inducidos por el clima en el entorno de las aguas profundas se produzcan

en las profundidades batiales que coinciden con zonas extensas que sustentan pesquerías productivas o una gran diversidad biológica (Sweetman et al., 2017; véase el cuadro 2).

La conservación actual de los ecosistemas de cañones y taludes depende en general de la utilización de indicadores indirectos de carácter fisiográfico, geomorfológico y oceanográfico y de inventarios de comunidades y especies para localizar los recursos vulnerables con miras a la planificación y la gestión (p. ej., Van den Beld et al., 2017; Auster et al., 2020). Esos conocimientos permiten utilizar modelos de distribución de especies (por ejemplo, para las esponjas y los corales de aguas profundas, como en Ross et al., 2019; Kinlan et al., 2020; Pearman et al., 2020; Morato et al., 2020) con el fin de fundamentar las políticas sobre el alcance geoespacial de los objetivos de conservación y podrían orientar programas como Natura 2000, que proporciona un mecanismo para incluir las zo-

nas de aguas profundas de cañones y taludes en la gestión de protección (Serrano et al., 2017; Van den Beld et al., 2017).

Para gestionar los ecosistemas de taludes y cañones y utilizar los recursos de manera sostenible, es necesario abordar cuestiones científicas fundamentales, entre ellas las principales influencias en la conectividad de las poblaciones y su capacidad para recuperarse de las perturbaciones; las funciones de la dinámica de fuentes y sumideros, la especialización de los nichos y las interacciones de las especies en la estructuración de la diversidad; si las condiciones extremas (bajo nivel de oxígeno y pH, alto nivel de sulfuro de hidrógeno y estados de baja saturación de carbonatos) y las relaciones mutualistas o facilitadoras altamente desarrolladas (por ejemplo, la simbiosis o el comensalismo) cambian las reglas de reunión, la adaptabilidad o las relaciones entre diversidad y función de las especies; y si existen taxones o conjuntos indicadores adecuados para la salud de los ecosistemas que puedan utilizarse como indicadores indirectos (véase Levin y Sibuet, 2012, apéndice suplementario). Esa información servirá de base para la designación de hábitats ecológicamente importantes o vulnerables, como las zonas de importancia ecológica o biológica (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2009) y los ecosistemas marinos vulnerables (FAO, 2009). Otras cuestiones clave de gestión son: a) la sostenibilidad de la eliminación de los desechos en las aguas profundas y su impacto ambiental en relación con la eliminación en tierra; b) la forma de incorporar a la gestión de las actividades humanas cientos de ubicaciones de rezumaderos recién

descubiertas; y c) la forma en que el acoplamiento bentopelágico y la transferencia de carbono realizados por los peces demersales (que se alimentan de plancton migratorio) se verán afectados por la pesca y por los cambios de origen climático de la producción de superficie y la composición del fitoplancton, la oxigenación y la acidificación.

Los problemas para solucionar esas carencias de conocimientos son el resultado de la falta de muestreo asociada a la lejanía, la inmensidad y la heterogeneidad de los entornos. Alrededor del 66 % de la batimetría del lecho marino del talud continental de 200 a 1.000 m y el 72 % de 1.000 a 3.000 m siguen sin cartografiar (Mayer et al., 2018). La biología de una zona aún más grande del fondo oceánico no se ha estudiado, incluidas partes significativas de los márgenes de África y América del Sur. A menudo, las evaluaciones previas a la prospección de la industria del petróleo y el gas proporcionan las primeras descripciones de los márgenes profundos (Pabis et al., 2019). Se necesitan observaciones de series cronológicas (o continuas) en taludes y cañones para describir la variabilidad natural y la respuesta al cambio climático y para evaluar la sensibilidad al impacto de las actividades humanas, lo que requerirá colaboraciones entre distintos sectores y jurisdicciones (Evans et al., 2019; Garçon et al. 2019; Levin et al., 2019; Vieira et al., 2019). La transferencia acelerada de conocimientos, tecnología e infraestructura científica en los países en desarrollo puede contribuir en gran medida a colmar las carencias, como se indica en la sección siguiente.

6. Principales carencias en materia de creación de capacidad

En la mayor parte de las profundidades oceánicas, la falta de conocimientos taxonómicos es un obstáculo importante para el avance de los estudios sobre la biodiversidad (Fontaine et al., 2012; Horton et al., 2017). Algunos investigadores son cada vez más partidarios de utilizar el ADN como instrumento alternativo a la taxonomía basada en la morfología (Sinniger et al.,

2016), mientras que otros sostienen que es necesario dar un nombre a las especies para apoyar la conservación marina y el desarrollo de la industria basada en los océanos (Horton et al., 2017; Glover et al., 2018). El sesgo geográfico en la investigación de taludes y cañones hacia las zonas económicas exclusivas de los Estados desarrollados que bordean el Atlántico Norte y

el Pacífico Norte y alrededor de Oceanía refleja la realidad del acceso, los recursos financieros y los intereses de las industrias que participan en la extracción de recursos. Esto hace que la comprensión mundial de las pautas y los factores determinantes de la biodiversidad sea limitada y tiene consecuencias para la distribución de los conocimientos especializados, que, en el caso de los taludes y cañones, están localizados en las regiones desarrolladas, así como en China, la India y, en menor medida, el Brasil y Chile. También ha dado lugar a una distribución desigual de la tecnología, las herramientas analíticas y las metodologías necesarias para avanzar en la comprensión mundial de los ecosistemas de taludes y cañones.

Pueden buscarse algunas soluciones mediante una mayor participación de los científicos de los países en desarrollo en los programas de observación marina (por ejemplo, la Red de Oceanografía Geostrófica en Tiempo Real (ARGO), el Grupo de expertos de investigaciones hidrográficas de los océanos mundiales realizadas desde buques (GO-SHIP) y el Proyecto interdisciplinario para la creación de un Sistema continuo de observación euleriana del océano (OceanSITES)), las redes de observación (por ejemplo, la Red Mundial de Observación de la Acidificación de los Océanos y la Red Mundial sobre el Oxígeno Oceánico) y las

redes científicas (la Estrategia de Observación de las Profundidades Oceánicas, la Iniciativa de Gestión del Mar Profundo y la Red Internacional para la Investigación de Cañones Submarinos y el Intercambio Científico). Ese objetivo puede lograrse, en parte, mediante cursos de capacitación, oportunidades de cruceros, talleres de síntesis o la participación en comités directivos, pero la mentoría personal que proporciona apoyo científico y recursos financieros es un elemento fundamental. El Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible (2021-2030) podría ser el catalizador para solucionar esas carencias en materia de capacidad.

Los taludes y los cañones representan una gran fuente de biodiversidad de las aguas profundas, en parte debido a la gran heterogeneidad geomórfica, geoquímica y ambiental. Esa biodiversidad está todavía en fase de descubrimiento y en gran parte desprotegida, pero cada vez es más vulnerable a la confluencia del cambio climático y el aumento de la actividad extractiva humana, la contaminación y la eliminación de desechos en los márgenes continentales. Es necesario mejorar la observación de los océanos, las descripciones de la biodiversidad, los conocimientos taxonómicos y la transferencia de tecnología, en particular en el hemisferio sur.

Bibliografía

- Auster, P.J., et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2019). *Changing Ocean, Marine Ecosystems, and Dependent Communities*. IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. H-O. Pörtner et al. eds.
- Blunt, J., et al. (2013). Natural product reports. *Natural Product Reports*, vol. 39, pp. 237–323. <https://doi.org/10.1039/C2NP20112G>.
- Bosch, Jonathan, et al. (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., et al. (2013). Cold seep epifaunal communities on the Hikurangi Margin, Nueva Zelandia: composition, succession, and vulnerability to human activities. *PLoS One*, vol. 8, No. 10, e76869.
- _____ (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., et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al. (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, et al. (2016). Dense-water bottom currents in the Southern Adriatic Sea in spring 2012. *Marine Geology*, vol. 375, pp. 134–145.
- Chong, Rong Zheng, et al. (2016). Review of natural gas hydrates as an energy resource: Prospects and challenges. *Applied Energy*, vol. 162, pp. 1633–1652.
- Clark, Malcolm R., et al. (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., et al. (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, et al. (2019a). High diversity of benthic bacterial and archaeal assemblages in deep-Mediterranean canyons and adjacent slopes. *Progress in Oceanography*, vol. 171, pp. 154–161.
- _____ (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, et al. (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.
- _____ (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, R., et al. (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, et al. (2018). Bottom trawling at Whittard Canyon: evidence for seabed modification, trawl plumes and food Fuente heterogeneity. *Progress in Oceanography*.
- Danovaro, R., et al. (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., et al. (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.
- _____ (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.
- _____ (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (2016). The Antarctic Circumpolar Current as a diversification trigger for deep-sea octocorals. *BMC Evolutionary Biology*, vol. 16, No. 1, art. 2.
- Egger, Matthias, et al. (2018). Global diffusive fluxes of methane in marine sediments. *Nature Geoscience*, vol. 11, No. 6, p. 421.
- Ekau, Werner, et al. (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., et al. (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, et al. (2019). The Global Integrated Evaluación Mundial de los Océanos: Linking Observations to Science and Policy Across Multiple Scales. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 298.
- Fanelli, Emanuela, et al. (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.
- Fernandez-Arcaya, Ulla, et al. (2017). Ecological role of submarine canyons and need for canyon conservation: a review. *Frontiers in Marine Science*, vol. 4, art. 5.
- Fontaine, Benoît, et al. (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, et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2013). Oceanographic and biological effects of shoaling of the oxygen minimum zone. *Annual Review of Marine Science*, vol. 5, pp. 393–420.
- Giusti, M., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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.
- _____ (2010). Habitat heterogeneity and its influence on benthic biodiversity in oxygen minimum zones. *Marine Ecology*, vol. 31, No. 1, pp. 125–147.

- Graco M., et al. (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., et al. (2015). Methane seep ecosystem functions and services from a recently discovered southern California seep. *Marine Ecology*, vol. 36, pp. 91–108.
- Harriague, Anabella Covazzi, et al. (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, et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (2019). *Genetic connectivity of deep-sea corals in the Nueva Zelandia region*. Nueva Zelandia Aquatic Environment & Biodiversity Report No. 245, Wellington.
- Horton, Tammy, et al. (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, et al. (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.
- _____ (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, et al. (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.pcean.2017.11.007>.
- Hunter, William R., et al. (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., et al. (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.
- _____ (2018). ROVs and AUVs. In *Submarine Geomorphology*, pp. 93–108. Springer.
- Ingels, Jeroen, et al. (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.
- _____ (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*, eds. H.-O. Pörtner et al..
- Ismail, Khaira, et al. (2015). Objective automated classification technique for marine landscape mapping in submarine canyons. *Marine Geology*, vol. 362, pp. 17–32.
- Johnson, H. Paul, et al. (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., et al. (2014). Global reductions in seafloor biomass in response to climate change. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 6, pp. 1861–1872.
- Keller, Aimee A., et al. (2015). Occurrence of demersal fishes in relation to near-bottom oxygen levels within the California Current large marine ecosystem. *Pesca Oceanography*, vol. 24, No. 2, pp. 162–176.
- Kelly, Noreen E., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2015). Simulated larval connectivity among Australia's southwest submarine canyons. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 539, pp. 77–91.
- Kool, Johnathan T., et al. (2013). Population connectivity: recent advances and new perspectives. *Landscape Ecology*, vol. 28, No. 2, pp. 165–185.
- Koslow, J. Anthony, et al. (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., et al. (2008). Geomorphology and sedimentary features in the Central Portuguese submarine canyons, Western Iberian margin. *Geomorphology*, vol. 103, No. 3, pp. 310–329.
- _____ (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., et al. (2012). Tendencias 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, et al. (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, et al. (2016). Limited differences among habitats in deep-sea macro-infaunal communities off Nueva Zelandia: implications for their vulnerability to anthropogenic disturbance. *Marine Ecology*, vol. 37, No. 4, pp. 845–866.
- _____ (2018). *Quantifying the Transfer of Terrestrial Organic Matter into Two Contrasting Nueva Zelandia 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). Capítulo 8.5: Continental margin benthic and demersal biota. In *Ocean Deoxygenation – Everyone’s Problem: Causes, Impacts, Consequences and Solutions*, eds. D. Laffoley and J.M. Baxter. Gland: IUCN.
- Levin, Lisa A., et al. (2001). Environmental influences on regional deep-sea species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 32, No. 1, pp. 51–93.
- _____ (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.
- _____ (2013). Macrofaunal colonization across the Indian Margin oxygen minimum zone. *Biogeosciences*, vol. 10, pp. 7161–77.
- _____ (2015a). Biodiversity on the rocks: macrofauna inhabiting authigenic carbonate at Costa Rica methane seeps. *PLoS One*, vol. 10, No. 7, e0131080.
- _____ (2015b). Comparative biogeochemistry-ecosystem-human interactions on dynamic continental margins. *Journal of Marine Systems*, vol. 141, pp. 3–17.
- _____ (2016a). Defining “serious harm” to the marine environment in the context of deep-seabed mining. *Marine Policy*, vol. 74, pp. 245–259.
- _____ (2016b). Hydrothermal vents and methane seeps: rethinking the sphere of influence. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 72.
- _____ (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.
- _____ (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, et al. (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*, eds. Covadonga Orejas and Carlos Jiménez, pp. 157–171. Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-91608-8_15.
- Lowe, Michael R., et al. (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, et al. (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, et al. (2016). Dense water plumes modulate richness and productivity of deep sea microbes. *Environmental Microbiology*, vol. 18, No. 12, pp. 4537–4548.

- Maldonado, Manuel, et al. (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, et al. (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, et al. (2014a). Impact of bottom trawling on deep-sea sediment properties along the flanks of a submarine canyon. *PloS One*, vol. 9, No. 8, e104536.
- _____ (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., et al. (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, et al. (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., et al. (2019). Vision is highly sensitive to oxygen availability in marine invertebrate larvae. *Journal of Experimental Biology*, vol. 222, No. 10, jeb200899.
- Mecho, A., et al. (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, et al. (2010). New perceptions of continental margin biodiversity. *Life in the World’s Oceans: Diversity, Distribution, and Abundance*, Edited by: McIntyre, AD79–103.
- Merrie, Andrew, et al. (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, et al. (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, et al.. (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, et al. (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>.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 36F: Open ocean deep sea. En *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Capítulo 51: Biological communities on seamounts and other submarine features potentially threatened by disturbance. En *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Narayanaswamy, Bhavani E., et al. (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., et al. (2016). Environmental challenges related to offshore mining and gas hydrate extraction. *Miljødirektoratet. Rapport M-532*.

- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2009). International Guidelines for the Management of Deep-Sea Pesca in the High-Seas. Roma.
- _____ (2019). Deep-Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Pesca. Pesca and Acuicultura Technical Paper 638. Roma.
- Pabis, Krzysztof, et al. (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, et al. (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, et al. (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.
- _____ (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., et al. (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., et al. (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. et al. (2019). Megafauna distribution along active submarine canyons of the central Mediterranean: relationships with environmental variables. *Progress in Oceanography*, vol. 171, pp. 49–69.
- _____ (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., et al. (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., et al. (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, et al. (2014). Contemporary sediment-transport processes in submarine canyons. *Annual Review of Marine Science*, vol. 6, pp. 53–77.
- Pusceddu, Antonio, et al. (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., et al. (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, et al. (2015). Submarine and deep-sea mine tailing placements: a review of current practices, environmental issues, natural analogs and knowledge gaps in Noruega and internationally. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 97, No. 1, pp. 13–35. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.05.062>.

- Rastelli, Eugenio, et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (2018). Distributed natural gas venting offshore along the Cascadia margin. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, pp. 1–14.
- Rosli, Norliana, et al. (2016). Differences in meiofauna communities with sediment depth are greater than habitat effects on the Nueva Zelandia continental margin: implications for vulnerability to anthropogenic disturbance. *PeerJ*, vol. 4, e2154.
- Ross, R.E., et al. (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., et al. (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., et al. (2016). Habitat differences in deep-sea megafaunal communities off Nueva Zelandia: implications for vulnerability to anthropogenic disturbance and management. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 241.
- Salvadó, Joan A., et al. (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.
- _____ (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (2016). Varves in marine sediments: a review. *Earth-Science Reviews*, vol. 159, pp. 215–246.

- Seabrook, Sarah, et al. (2019). Flipping for Food: The use of a methane seep by Tanner Crabs (*Chionoecetes tanneri*). *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 43.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2009). Decisión XII/22 de la COP 12. Diversidad biológica marina y costera: áreas marinas de importancia ecológica o biológica (AIEB). www.cbd.int/doc/decisions/cop-12/cop-12-dec-22-es.pdf.
- Seibel, Brad A., et al. (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.
- _____ (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, et al. (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, et al. (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, et al. (2019). Atypical biological features of a new cold seep site on the Lofoten-Vesterålen continental margin (northern Noruega). *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, art. 1762.
- Serrano, A., et al. (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, et al. (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, et al. (2019). Does the Bari Canyon (Central Mediterranean) influence the fish distribution and abundance? *Progress in Oceanography*, vol. 170, pp. 81–92.
- Skarke, Adam, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (2008). Expanding oxygen-minimum zones in the tropical oceans. *Science*, vol. 320, No. 5876, pp. 655–658.
- _____ (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., et al. (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, No. 4.

- Tamburrino, Stella, et al. (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, et al. (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., et al. (2016). Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 33997.
- Taylor, J.R., et al. (2014). Physiological effects of environmental acidification in the deep-sea urchin *Strongylocentrotus fragilis*. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 5, pp. 1413–1423.
- Teixeira, Manuel, et al. (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, et al. (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., et al. (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, et al. (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.
- Van den Beld, I.M., et al. (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., et al. (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., et al. (2015). Lost fishing gear and litter at Gorringe Bank (NE Atlantic). *Journal of Sea Research*, vol. 100, pp. 91–98.
- _____ (2019). Deep-water fisheries along the British Isles continental slopes: status, ecosystem effects and future perspectives. *Journal of Fish Biology*.
- Wei, Chih-Lin, et al. (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., et al. (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., et al. (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.
- _____ (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.
- _____ (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.
- _____ (2018). Ocean deoxygenation and zooplankton: Very small oxygen differences matter. *Science Advances*, vol. 4, No. 12, eaau5180.

- _____ (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., et al. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, vol. 1, No. 4, 140317.
- _____ (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, et al. (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.
- _____ (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., et al. (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. *Mètode Science Studies Journal-Annual Review*, No. 9.
- Yasuhara, Moriaki, et al. (2008). Abrupt climate change and collapse of deep-sea ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 105, No. 5, pp. 1556–1560.
- _____ (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.
- _____ (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, et al. (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 Roberto Danovaro (2016). Temperature impacts on deep-sea biodiversity. *Biological Reviews*, vol. 91, No. 2, pp. 275–287.
- 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.
- Yool, Andrew, et al. (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 et al. (2017). Population genetic structure and connectivity of deep-sea stony corals (Order Scleractinia) in the Nueva Zelandia region: Implications for the conservation and management of vulnerable marine ecosystems. *Evolutionary Applications*, vol. 10, No. 10, pp. 1040–1054.
- _____ (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.

Capítulo 7K

Hielo de altas latitudes

Contribuidores: Grant R. Bigg (coordinador), Maurizio Azzaro, Karen Evans (responsable del subcapítulo), Huw Griffiths y Moriaki Yasuhara.

Ideas clave

- Los hábitats de hielo de altas latitudes se caracterizan por una disminución elevada, aunque geográficamente variable, de la extensión del hielo marino como consecuencia del cambio climático.
- La pérdida del hábitat de hielo marino del Ártico y de las plataformas de hielo del Antártico permite la expansión de las especies pelágicas y bentónicas en los nuevos entornos de mar abierto.
- En general, sin embargo, está disminuyendo la abundancia de muchas especies que dependen del hielo y sus distribuciones espaciales también pueden estar reduciéndose, en particular en el Ártico.
- La disminución de la extensión de los hielos marinos en el Ártico ofrece mayores oportunidades para una serie de actividades humanas, como la pesca, la navegación y la exploración en busca de hidrocarburos, lo que tiene consecuencias positivas para varios Objetivos de Desarrollo Sostenible.¹
- Sin embargo, muchas de esas actividades seguirán siendo marginales durante algún tiempo, ya que no se espera que el Ártico esté estacionalmente libre de hielo hasta más adelante en este siglo.
- Sin embargo, la disminución del hielo marino reducirá el acceso de las comunidades locales a las oportunidades de caza de subsistencia.

1. Introducción

El presente subcapítulo contiene una actualización del capítulo 46 de la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017a). También amplía la cobertura de los entornos de hielo marino de altas latitudes e incluye un análisis de los hábitats asociados con los icebergs y las plataformas de hielo. El subcapítulo se superpone con los aspectos de la diversidad biológica de altas latitudes de muchos de los subcapítulos del capítulo 6 de la presente Evaluación. Sin embargo, en el presente subcapítulo se hace hincapié en el uso de los hábitats de hielo marino y las interacciones entre los organismos dentro de esos hábitats. Además, como el hielo de altas latitudes es intrínsecamente un hábitat tanto costero como de mar abierto, interactúa con otros hábitats (por ejemplo, los hábitats bentónicos, de mar abierto y relacionados con la costa) que se tratan en el capítulo 7.

El estado de base de referencia para el examen de los hábitats de hielo de altas latitudes en la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017b) fue el de un cambio masivo y rápido.

Ese grado de cambio es, en cierta medida, intrínseco al propio hábitat, que experimenta fuertes variaciones estacionales entre la mínima cobertura de hielo en pleno verano y la máxima cobertura de hielo a finales del invierno. Sin embargo, el promedio del hábitat de hielo marino en sí mismo se estaba alterando dramáticamente, ya que la extensión del hielo, el grosor del hielo y la edad media del hielo disminuían rápidamente en el Ártico. En el océano Antártico, el cambio del hábitat del hielo marino era menos notable, aunque varias plataformas de hielo de la península Antártica se habían colapsado en décadas anteriores (Vaughan et al., 2013). Esos cambios de los hábitats suscitaban las respuestas correspondientes en los ecosistemas asociados (Naciones Unidas, 2017b). Se encontró que las especies marinas y terrestres icónicas que se habían adaptado al hábitat del hielo marino, como los osos polares, los narvales, las focas y diversas aves marinas, estaban en declive tanto en cuanto a su abundancia como a su distribución geográfica. Se determinó que las

¹ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

algas del hielo marino desempeñaban un papel importante en la producción primaria de esos hábitats y que la expansión de los entornos de mar abierto había dado lugar a un aumento de las proliferaciones de fitoplancton. Ambos cambios implicaban una alteración de la base de la cadena alimenticia de altas latitudes. En general, la expansión de los entornos de mar abierto estaba dando lugar a un aumento correspondiente de la abundancia y la distribución geográfica de las especies de mar abierto. No se sabía con certeza si, en el océano Antártico, los cambios de los hábitats de

hielo marino estaban afectando a las especies clave y, en particular, a las poblaciones de kril.

Si bien los considerables avances en la comprensión de las ciencias biológicas polares marinas (Robinson, 2009; Stoddart, 2010) que se produjeron durante el Año Polar Internacional (2007-2008) proporcionaron información novedosa para la primera Evaluación, los avances de los conocimientos disponibles para la segunda Evaluación Mundial de los Océanos han sido el resultado de diversas iniciativas más limitadas.

2. Descripción de los cambios observados en el medio ambiente entre 2010 y 2020

El cambio ambiental fundamental en el hábitat de hielo de altas latitudes desde la primera Evaluación ha sido una continuación del cambio anterior (figura I; véase también el cap. 5 de la presente Evaluación). Los mayores avances en materia de conocimiento, capacidad y establecimiento de tendencias están asociados en gran medida a programas nacionales e internacionales, como el Observatorio Multidisciplinar a la deriva para el estudio del clima Ártico (MO-SAIC) y la Expedición para la Circunnavegación Antártica, y a organizaciones internacionales de larga data, como el Consejo Ártico multinacional y la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos. Los Estados publican resúmenes anuales y programados periódicamente sobre los cambios del Ártico, incluidos los hábitats de hielo, como el informe sobre el Ártico de la Oficina Nacional de Administración Oceánica y Atmosférica de los Estados Unidos (Richter-Menge et al., 2019) y el informe sobre el estado del océano Ártico de 2019 del Organismo de Pesca y Océanos del Canadá (Niemi et al., 2019), y también lo hacen algunos comités internacionales, como el informe sobre el estado de la ciencia en el Ártico del Comité Internacional de Ciencias del Ártico (2020) y el Comité Científico de Investigaciones Antárticas (2020). A través de la Sociedad Meteorológica de los Estados Unidos se publican más resúmenes mundiales que

tratan también el cambio del hábitat de hielo (Blunden y Arndt, 2019). El Consejo Ártico ha elaborado resúmenes panárticos de los cambios de la criosfera (Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico, 2017) y la biodiversidad (Programa de Conservación de la Flora y la Fauna Árticas (CAFF), 2017) durante 25 años.

2.1. Hábitats de hielo marino

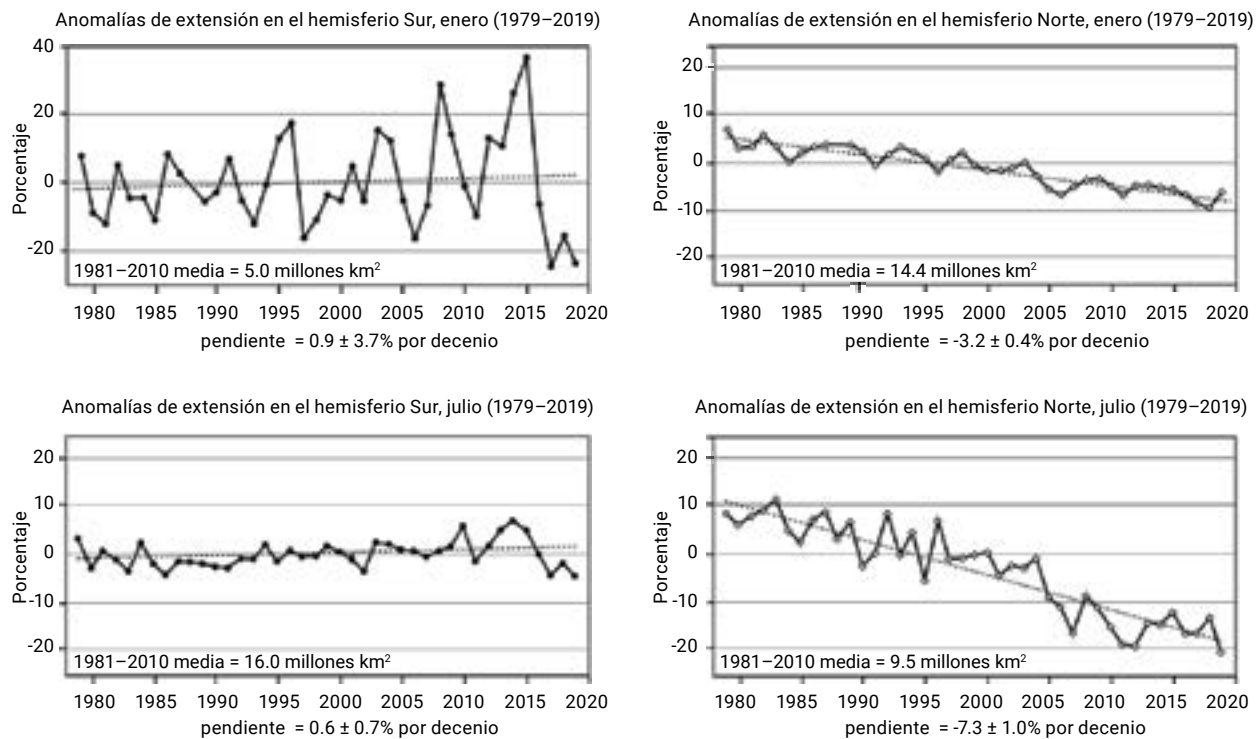
En el Ártico se ha producido una disminución continua a largo plazo de la extensión de los hielos marinos (véase también el cap. 5), tanto en verano como en invierno. La extensión de los hielos marinos del Ártico en verano ha alcanzado una nueva posición media, más reducida, aunque podría ser temporal (Vaughan et al., 2013). El nuevo mínimo también se aplica al espesor del hielo marino, debido a la pérdida de cantidades considerables de hielo multianual después de 2007 y al mantenimiento de la reducción en los años posteriores (Serreze y Meier, 2019). Cabe señalar que, si bien se ha producido una disminución general del hielo marino del Ártico, el sector del Pacífico del Ártico está perdiendo su hielo mucho más rápidamente que otros sectores del Ártico, incluido el archipiélago ártico canadiense (véase la figura X en el capítulo 5).

En el océano Antártico, aunque se ha registrado una fuerte variabilidad interanual, similar a

la observada en la primera Evaluación, esencialmente no ha habido cambios a largo plazo de la extensión de los hielos marinos en verano o invierno (figura I; véase también el cap. 5). Sin embargo, entre 2017 y 2019, los niveles (mínimos) de enero han estado constantemente por debajo de los niveles registrados desde que

comenzaron las observaciones por satélite en 1979, especialmente en las zonas regularmente cubiertas de hielo del mar de Weddell y el mar de Amundsen. Eso puede ser una consecuencia del reciente calentamiento oceanográfico del océano Antártico (Meehl et al., 2019).

Figura I
Tendencias de la extensión del hielo marino en verano (parte superior izquierda e inferior derecha) e invierno (parte superior derecha e inferior izquierda) en las regiones polares de los hemisferios norte y sur desde que empezó a disponerse de imágenes satelitales en 1979



Fuentes: Ffetterer et al., 2017; y el índice de hielo marino del Centro Nacional de Datos sobre Nieve y Hielos, disponible en https://nsidc.org/data/seaice_index/compare_trends, que proporciona actualizaciones diarias y mensuales de las extensiones y tendencias del hielo marino del Ártico y el Antártico.

Nota: Se muestra la pendiente de la línea de tendencia en cada panel. Las tendencias del hemisferio norte son estadísticamente significativas al nivel 0,01, mientras que las del hemisferio sur no son significativas.

La naturaleza rápidamente cambiante del medio físico, combinada con la relativa inaccesibilidad de los océanos polares, ha hecho que los estudios se hayan centrado en gran medida en los escenarios de cambio climático (véase también el cap. 5), especialmente en la base del sistema trófico, más que en la determina-

ción del cambio histórico. Algunos estudios limitados de las comunidades de salmuera del hielo marino no sugieren que se haya producido ningún cambio hasta ahora en términos de aumento de las concentraciones de CO₂ o disminución del pH (McMinn et al., 2017). Sin embargo, se ha descubierto que la producti-

vidad del fitoplancton bajo el hielo marino es inesperadamente alta (Arrigo et al., 2012). Esos cambios pueden tener efectos positivos en los organismos bentónicos y en los organismos de la capa superior del océano al aumentar el suministro alimentario de carbono orgánico particulado a niveles tróficos inferiores (Oxtoby et al., 2017; Yasuhara et al., 2012; Xu et al., 2018) y se ha descubierto que las diatomeas del interior del hielo marino sostienen la producción bajo el hielo durante el invierno en la plataforma nororiental de Chukchi (Koch et al., 2020).

El impacto de la disminución del hielo marino del Ártico en las poblaciones de mamíferos y aves marinas es específico para cada especie y varía en la medida en que cada especie dependa del hábitat del hielo marino. Si bien se ha determinado que la gaviota marfileña (*Pagophila eburnea*) utiliza la zona de hielo marginal del Ártico y el mar abierto cercano, Gilg et al. (2016) encontraron que aproximadamente el 80 % de las especies de aves marinas se alimentaban en hielo marino de alta concentración, cada vez menos abundante. Ese uso variable del hábitat de hielo puede indicar la adaptabilidad en un clima cambiante. La disminución del hielo marino del Ártico ha dado lugar a una reducción general de aproximadamente el 10 % del número de aves marinas en el mar de Bering (Renner et al., 2016). Hay algunas pruebas de que, a medida que cambian los hábitats de las presas, especies como la ballena beluga (*Delphinapterus leucas*) están explotando hábitats marinos más amplios (Hauser et al., 2018) y mostrando en general respuestas de alimentación flexibles a los cambios ambientales (O’Corry-Crowe et al., 2016). Por el contrario, la reducción del hielo marino ha hecho que disminuya la abundancia de la foca anillada (*Pusa hispida*) en la bahía de Hudson (Ferguson et al., 2017) y su zona de distribución en el archipiélago de Svalbard también se ha contraído, lo que está provocando una considerable reducción del solapamiento de la zona de distribución en esas islas con la del principal depredador del Ártico, el oso polar (*Ursus maritimus*). En respuesta, se ha observado que los osos polares se alimentan cada vez más de aves que anidan en el suelo (Hamil-

ton et al., 2017) y de ballenas muertas (Pagano et al., 2020), con el consiguiente aumento del gasto de energía. En el Antártico, se ha mostrado que el rápido calentamiento provocaba que las poblaciones de kril (*Euphausia superba*) se trasladaran hacia el sur y que disminuyera su densidad, pero aumentara la longitud del cuerpo de los individuos (Atkinson et al., 2019). Hückstädt et al. (2020) sugieren que es probable que esto tenga consecuencias negativas para las especies que dependen del kril, como la foca cangrejera (*Lobodon carcinophaga*).

2.2. Hábitats de plataformas de hielo e icebergs

Los dos hábitats de hielo formados por las plataformas de hielo y los icebergs se extienden hasta cientos de metros por debajo de la superficie del océano, lo que significa que sus características marinas distintivas son muy diferentes de las del hielo marino, tanto en términos de su impacto en el océano circundante como en el tipo de hábitat que proporcionan sus superficies subaéreas y submarinas. Las plataformas de hielo proporcionan sustratos estables de cría con acceso directo al océano donde el espesor terminal lo permite y han sido utilizadas durante muchos años por especies que dependen de las plataformas de hielo para su cría, como el pingüino emperador (*Aptenodytes forsteri*) (Wienecke, 2012; Fretwell et al., 2014). Las superficies subaéreas de las plataformas de hielo constituyen hábitats para las esteras microbianas, especialmente donde hay sedimentos arrastrados por el viento o el hielo (Mueller et al., 2006), lo que proporciona un mecanismo para el transporte a larga distancia de los organismos (Cefarelli et al., 2016). Sin embargo, los ambientes oscuros bajo las plataformas de hielo son los que proporcionan hábitats sorprendentemente diversos. La mayoría de ellos se encuentran en el bentos, al que el material de las plataformas de hielo puede proporcionar nutrientes (Hawes et al., 2018), lo que da lugar a la actividad microbiana (Vick-Majors et al., 2016) y a la presencia de una serie de especies en el meiobentos (Pawłowski et al., 2005; Ingole y Singh, 2010). Algunos orga-

nismos utilizan la superficie de la plataforma de hielo submarino más directamente. Entre ellos se encuentran el austrobacalao pelado (*Pagothenia borchgrevinki*), que busca presas a lo largo de la superficie del hielo (Gutt, 2002), y la anémona de mar (*Edwardsiella andrillae*), que utiliza la superficie del hielo como sustrato de apoyo (Daly et al., 2013; Murray et al., 2016). La ruptura de las plataformas de hielo tanto en el Ártico como en el Antártico ha provocado la pérdida regional de ese entorno oscuro y único, pero una considerable diversidad biológica se ha extendido a las regiones recientemente expuestas a los aportes de la superficie, lo que ha dado lugar a una importante reducción del carbono (Barnes et al., 2018).

El tamaño de los icebergs varía, desde fracturas flotantes de plataformas de hielo, en particular, pero no exclusivamente, en el Antártico, hasta fragmentos de hielo de unas pocas decenas de metros de tamaño que se desprenden del punto terminal de fragmentación de un glaciar de marea. Por lo tanto, su contribución marina como ecosistemas varía enormemente. En un extremo, son efectivamente trozos de plataformas de hielo que se mueven libremente, con capacidad para ser utilizados como plataformas de anidación y alimentación de aves marinas tanto en el Antártico (Ruhl et al., 2011); Joiris, 2018) como en el Ártico. En este último, tanto la gaviota marfileña (Nachtsheim et al., 2016) como la gaviota tridáctila (*Rissa tridactyla*; Joiris, 2018) se han encontrado en abundancia sobre icebergs de varios tamaños y cerca de ellos. Se ha especulado que el movimiento de icebergs gigantes por el Antártico en el pasado puede haber ayudado a facilitar la distribución del pingüino de Adelia (*Pygoscelis adeliae*) mediante el transporte de hielo (Shepherd et al., 2005). Esos grandes icebergs también pueden tener impactos negativos en los ecosistemas. Si un iceberg gigante queda unido a tierra durante largos períodos frente a una colonia de pingüinos existente, su presencia, y la consiguiente propagación de los acantilados de hielo, puede bloquear el paso de aves individuales, impedir el acceso a las zonas de alimentación y provocar una considerable mortalidad de los polluelos (Kooyman et al., 2007; Wilson et al., 2016).

Además, cuando los grandes icebergs tocan la tierra y arrastran los sedimentos del fondo se produce una perturbación física que tiene un grave impacto en los organismos bentónicos (Kaiser et al., 2013; Yasuhara et al., 2007). En las zonas de paso frecuente de icebergs, como las extensas zonas a lo largo de las costas de la Antártida y Groenlandia (Bigg, 2015), se puede llegar a perturbar hasta el 30 % del fondo marino en un año cualquiera y hasta dos tercios de la fauna bentónica de esa zona puede morir (Barnes, 2017). Dado que se requieren varios años para que se recupere el ecosistema, la destrucción podría dar lugar a una pérdida significativa a corto plazo de la capacidad de la zona para actuar como almacén de carbono, en particular en los mares poco profundos (Barnes et al., 2018).

El derretimiento de los icebergs permite que se realicen aportes al agua de nutrientes y oligoelementos que se mantienen dentro del hielo o sobre él, lo que crea un ecosistema local distintivo y productivo (Smith et al., 2007; Smith et al., 2013). El proceso de fusión, con su correspondiente surgencia de penachos de agua relativamente dulce, contribuye al aporte de nutrientes a las aguas superficiales (figura II), que pueden tener concentraciones de clorofila entre 4 y 10 veces superiores al nivel de fondo. De forma vinculada, cerca de los icebergs se encuentra una elevada población bacteriana y una composición de las comunidades que es diferente de la del agua cercana que no ha sido perturbada (Kaufmann et al., 2011; Dinasquet et al., 2017). Más lejos, la combinación del incremento de los nutrientes alrededor del iceberg (Helly et al., 2011), así como del hierro (Raiswell et al., 2008; De Jong et al., 2015) y el silicio (Hawkings et al., 2017) procedentes de los desechos contenidos en los glaciares y liberados por el derretimiento, conduce a aumentos de los niveles de fitoplancton (Vernet et al., 2011) y a posibles impactos en el secuestro de carbono (Cefarelli et al., 2016; Duprat et al., 2016).

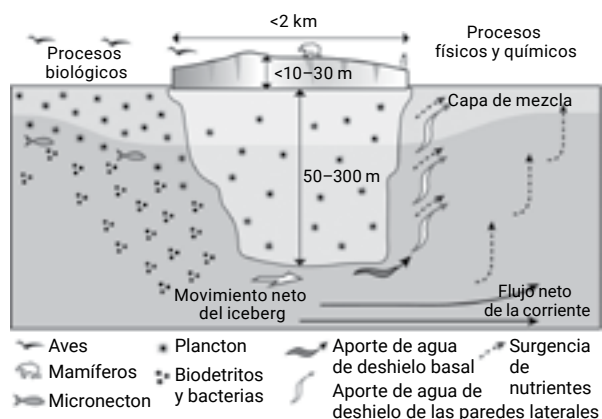
Sería de esperar que el deterioro de las plataformas de hielo (por ejemplo, Fettweis et al., 2017; Rignot et al., 2019) diera lugar a un mayor número de icebergs, pero no se dispone de estimaciones exhaustivas y a largo plazo del

número de icebergs en el Ártico o en el Antártico. Tanto los registros de icebergs frente a Terra Nova (Bigg et al., 2014) como los registros derivados de satélites de icebergs de tamaño mediano o pequeño al norte de los 66° de latitud sur en el océano Antártico (Tournadre et al., 2016) indican que el número es cada vez mayor. La fragmentación de icebergs gigantes (más de 18 km de longitud) de las plataformas de hielo del Antártico, aunque de carácter muy puntual, también muestra algunos indicios de que se han producido recientemente aumentos en cuanto al número (figura III; Base de Datos de Rastreo de Icebergs Antárticos) y a la magnitud.

El probable aumento de los icebergs en ambos hemisferios ha dado lugar posiblemente a un incremento de la producción y el impacto en los ecosistemas bentónicos costeros en los últimos años, pero en la actualidad se dispone de pocos datos y la información sobre los

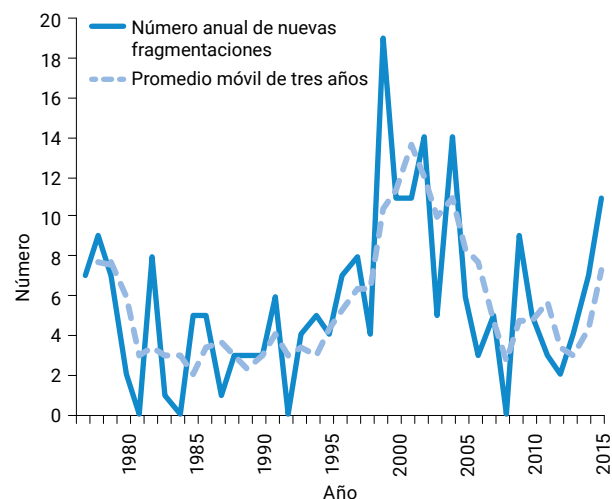
impactos del flujo de icebergs proviene en su mayor parte del océano Antártico.

Figura II
El ecosistema del Ártico y el Antártico sobre un iceberg y a su alrededor



Fuente: Bigg, 2015. Reprinted with permission.

Figura III
Número de eventos anuales de fragmentación de icebergs gigantes antárticos



Fuentes: Véase Budge y Long, 2017; y la Base de Datos de Rastreo de Icebergs Antárticos, disponible en www.scp.byu.edu/data/iceberg/,

Nota: Los icebergs gigantes tienen un tamaño superior a 18 km en una dimensión de longitud, pero no se dispone de una estimación consistente de la superficie o el volumen a lo largo de la escala temporal.

3. Consecuencias económicas y sociales

Históricamente, los hábitats de hielo de altas latitudes han registrado bajos niveles de actividad humana, principalmente de los habitantes indígenas del Ártico y su periferia. El continuo retroceso del hábitat como resultado del calentamiento global y el avance del uso humano de las regiones polares están cambiando rápidamente la relevancia del hábitat para la humanidad, con las consecuencias económicas y sociales correspondientes. Si bien la disminución de los hielos marinos incrementa las oportunidades para la navegación transoceánica y la explotación de los recursos de hidrocarburos del fondo marino, el principal impulsor del aumento de la utilización del Ártico hasta ahora es la pesca (Eguíluz et al., 2016). Más especies de mar abierto pueden desplazarse hacia el norte en aguas que ahora están libres de hielo, lo que acrecienta las oportunidades de pesca, si bien los peces que dependen del hábitat de hielo marino, como el bacalao polar, probablemente se irán haciendo menos comunes (Christiansen, 2017). Actualmente hay pocas áreas marinas protegidas en el Ártico que ofrezcan protección contra la pesca u otras formas de explotación (Harris et al., 2018), pero la prohibición de la pesca en el Ártico, instituida por un acuerdo internacional firmado en octubre de 2018, limitará la expansión de las actividades pesqueras en el Ártico durante el próximo decenio o más una vez que diez países hayan ratificado el acuerdo (Comisión Europea, 2019). Sin embargo, hasta junio de 2020, solo ocho países lo habían hecho. La iniciativa está directamente vinculada con el Objetivo de Desarrollo Sostenible 14.

El impacto directo del aumento del nivel del mar por el derretimiento de los glaciares y la consiguiente liberación de costas anteriormente congeladas en el Ártico está afectando a las comunidades y a las industrias, aunque también les proporciona muchas oportunidades (Richter-Menge et al., 2019). Entre los impactos negativos cabe mencionar la pérdida de caminos de hielo costeros, la elevación de los niveles de inundación, los cambios de las zonas de anidación y el transporte costero de

sedimentos, la reducción de las zonas de caza de subsistencia, la liberación de contaminantes previamente atrapados e incluso la pérdida de algunas comunidades costeras. Entre las posibles oportunidades económicas figuran la apertura de zonas para la actividad pesquera oceánica, el transporte marítimo y las nuevas rutas de navegación y el aumento de las oportunidades para construir instalaciones de energía renovable, así como el incremento de las oportunidades para la explotación de hidrocarburos. Esas oportunidades, sin embargo, podrían acrecentar los riesgos asociados a las actividades, como la contaminación del hábitat por catástrofes como los derrames de petróleo (Cappello et al., 2014). Cabe señalar que el petróleo encerrado en el hielo marino no se degrada fácilmente (Loftus et al., 2020).

A medida que se ampliaba la época en que existían rutas libres de hielo y, por lo tanto, viables para la navegación a través del Ártico al norte de la Federación de Rusia (la ruta marítima septentrional), también aumentaba el número de buques que utilizaban las rutas y más de 70 buques navegaron a través de la ruta marítima septentrional en 2013. Sin embargo, en los últimos años ha disminuido el número, aunque no el tonelaje, de los buques que utilizan la ruta y no se superan los 40 buques desde 2014 (Oficina de Información sobre la Ruta Marítima Septentrional, 2019; Centro de Información Logística del Alto Norte, s. f.).

Las actividades relacionadas con el petróleo y el gas en el Ártico varían. Recientemente Canadá ha ampliado la moratoria sobre la concesión de nuevas licencias de perforación en la zona económica exclusiva del Ártico para prohibir todas las actividades petrolíferas y de extracción de gas frente a las costas hasta el final de 2021 (Vigliotti, 2019). En las aguas del Ártico de los Estados Unidos, la prohibición de la perforación análoga introducida en 2016 se eliminó en 2017, pero se restableció en 2019. Su futuro sigue siendo objeto de recurso legal (Gilmer, 2020). En las aguas del Ártico occidental de la Federación de Rusia se han realizado perforaciones limitadas en los últimos

años, pero la expansión está en suspenso por razones económicas y debido a las sanciones impuestas por los Estados Unidos, aunque informes recientes sugieren que las perforaciones podrían reanudarse en 2020 o 2021 (Staalesen, 2019).

La mayoría de los cambios observados en el hábitat de hielo del Ártico tienen consecuencias diversas en lo que respecta a los Objetivos de Desarrollo Sostenible, ya que la explotación de hidrocarburos proporciona un mayor acceso a las fuentes de energía (Objetivo 7) y, gracias al aumento del transporte marítimo, el turismo y la pesca, mejora la actividad económica local (Objetivo 8). No obstante, esas actividades pueden resultar contraproducentes con respecto a la creación de un medio ambiente sostenible enriquecido por la diversidad biológica (Objetivo 14), al incrementar el cambio climático y las emisiones (Objetivo 13), con la consiguiente contaminación (Objetivos 12 y 14).

Algunos caladeros del Antártico, como los del kril, se encuentran en las aguas costeras del Atlántico Sur y el mar de Weddell, donde el hielo marino ha mostrado signos de disminución. Sin embargo, todavía no están claras las repercusiones más amplias de esas disminuciones en el ecosistema general y los caladeros asociados. La prospección en busca de hidrocar-

buros ha comenzado en la meseta que rodea las Islas Malvinas (Falkland Islands)² (MacAulay, 2015), aunque la evaluación de los riesgos ambientales conexos no ha hecho más que empezar y la zona está en el exterior del sistema de gobernanza de la Antártida (Bigg et al., 2018). A la luz de la importancia del kril como fuente de alimentación para una industria acuícola en crecimiento, se están empezando a aplicar estrategias de ordenación a largo plazo para esa especie en la zona protegida por la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA), 2019). Las áreas marinas protegidas en algunos lugares concretos podrían ayudar a solucionar algunas de las cuestiones de gestión y será necesario que el Sistema del Tratado Antártico, en particular la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos, introduzca más cambios. Aunque en 2016 se estableció un área marina protegida en el mar de Ross, todavía no se han creado otras áreas marinas protegidas propuestas, en lugares como el mar de Weddell y la Antártida oriental y cerca de la península Antártica, a la espera del consenso de los miembros de la Comisión.

4. Perspectivas

Las perspectivas de los hábitats de hielo polares siguen siendo muy similares a las indicadas en la primera Evaluación. Se prevé que el hielo marino del Ártico siga retrocediendo y su espesor continúe disminuyendo, y es muy probable que la perspectiva de un Ártico estacionalmente libre de hielo se haga realidad en el siglo XXI, aunque el momento en que se producirá ese acontecimiento ambiental clave sigue siendo muy incierto (Serreze y Meier, 2019). Se prevé que el hielo marino del Antártico, aunque actualmente es estable, disminuya a lo largo del siglo (Naughten et al., 2018), principalmente

debido al calentamiento de los océanos. Está previsto que el calentamiento afecte a las plataformas antárticas de hielo al fomentar un derretimiento subsuperficial que alcanzará hasta entre un 41 % y un 129 % para finales de siglo (Naughten et al., 2018), con el consiguiente aumento de la formación de icebergs. Se espera que el continuo calentamiento en el Ártico provoque un aumento del derretimiento del manto de hielo de Groenlandia (Barry, 2017) y probablemente un incremento, aunque puntual, de la producción de icebergs.

² Existe una disputa de soberanía entre los Gobiernos de la Argentina y el Reino Unido de Gran Bretaña e Irlanda del Norte respecto de las Islas Malvinas (Falkland Islands).

La disminución del hielo marino y de las plataformas de hielo seguirá abriendo oportunidades para la expansión de las especies tanto pelágicas como del fondo marino, que se beneficiarán de condiciones de alimentación más amplias y mejoradas (Christiansen, 2017), al tiempo que amenazará la viabilidad de algunos peces, en particular el bacalao polar (*Boreogadus saida*) (véase Christiansen, 2017), y de poblaciones de especies de mamíferos marinos dependientes del hielo marino (Naciones Unidas, 2017a). Muchos estudios sugieren que las algas del hielo marino se volverán vulnerables al cambio climático y que se producirá una disminución de la biodiversidad y las poblaciones (Hardge et al., 2017; Kiko et al., 2017). Por otra parte, las proliferaciones de fitoplancton pueden hacerse más generalizadas, al menos a principios del verano, antes de que se produzca la limitación de nutrientes bajo el hielo marino más fino, más propenso a las fracturas y cubierto de nieve en el océano Ártico (Assmy et al., 2017; véase también el cap. 6A de la presente Evaluación). Esos cambios pueden tener repercusiones más amplias en la exportación de carbono, ya que las zonas estacionales de hielo marino pasarían a ser sumideros de carbono (Abelmann et al., 2015); Rapp et al., 2018). La disminución del hielo marino también puede reducir las aportaciones de plásticos al océano Ártico, puesto que el hielo marino tiene actualmente un contenido de microplásticos superior en varios órdenes de magnitud al del propio océano Ártico (véase el capítulo 12 de la presente Evaluación y Kanhai et al., 2020). En cuanto al océano Antártico, donde el hielo marino apenas ha mostrado tendencias al cambio

a largo plazo hasta la fecha, se sabe que la especialización a nivel individual es menor en los sitios donde la variabilidad interanual del hielo marino es mayor (McMullin et al., 2017), lo que sugiere que hay margen para la adaptación en un clima futuro más variable.

La apertura del Ártico a la navegación, la pesca y la explotación del fondo marino y los recursos más profundos tendrá importantes repercusiones en los ecosistemas (Harris et al., 2018) y en diversos Objetivos de Desarrollo Sostenible para las poblaciones humanas, tanto autóctonas como llegadas del exterior, que dependen de los hábitats de hielo de altas latitudes. Sin embargo, a pesar de que en agosto de 2017 navegó por la ruta marina septentrional el primer buque que no iba acompañado de un rompehielos (High North News, 2018), es probable que el transporte de carga siga necesitando acompañamiento, a menos que se trate de un buque de “clase de hielo”, en el futuro previsible (Kiiski et al., 2018). Como resultado, es probable que las rutas del Ártico sigan teniendo una importancia secundaria durante algunos decenios. Otros factores que limitan el uso de esas nuevas rutas marítimas son el posible impacto negativo del aumento de la navegación en los mamíferos marinos del Ártico (Hauser et al., 2018), la facilitación no deseada de la transferencia de especies no autóctonas y la posible compleja retroalimentación radiativa de los gases de escape de los buques en el clima del Ártico (Stephenson et al., 2018), que podrían frenar la tendencia al aumento de los períodos sin hielo.

5. Principales carencias en materia de conocimientos y creación de capacidad

La inaccesibilidad de las altas latitudes hace que el hábitat de hielo siga siendo relativamente poco conocido. Los entornos de hielo marino son actualmente los mejor estudiados de los hábitats de hielo considerados en el presente subcapítulo, pero, incluso en este caso, todavía no se ha realizado un estudio exhaustivo de la

red alimentaria. Si bien muchas publicaciones mencionan ese hecho, la mayoría se centran en un solo aspecto (Dickinson et al., 2016). En general, la comprensión de la naturaleza tridimensional de los hábitats de hielo (Bluhm et al., 2018), la distribución y el número de especies que hay en ellos y su variabilidad espacial

y temporal es todavía muy limitada (Christiansen, 2017). La falta de datos se extiende también al impacto de la presencia o ausencia de esos hábitats en el océano circundante y el secuestro de carbono (Barnes, 2017).

Asimismo, la dificultad de acceder a las plataformas de hielo, las zonas marinas cercanas a los glaciares (Zappalà et al., 2017) y, en particular, el entorno submarino que se encuentra bajo ellas, hace que sea poco frecuente obtener nueva información sobre ese hábitat de

hielo. Gran parte de los análisis se realizan, y seguirán realizándose, sobre la base de la teleobservación y los nuevos sistemas de satélites podrían revolucionar los conocimientos directos sobre los hábitats. Será importante asegurar el acceso fácil y universal a los nuevos datos producidos por las plataformas de observación a fin de subsanar las deficiencias actuales en materia de conocimientos y capacidad.

Bibliografía

- Abelmann, Andrea, et al. (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., et al. (2012). Massive phytoplankton blooms under Arctic sea ice. *Science*, vol. 336, No. 6087, pp. 1408–1408.
- Assmy, Philipp, et al. (2017). Leads in Arctic pack ice enable early phytoplankton blooms below snow-covered sea ice. *Scientific Reports*, vol. 7, art. 40850.
- Atkinson, Angus, et al. (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., et al. (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., et al. (2018). A model for assessing iceberg hazard. *Natural Hazards*, vol. 92, No. 2, pp. 1113–1136.
- Bigg, Grant R., et al. (2014). A century of variation in the dependence of Groenlandia 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., et al. (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>.

- Centro de Información Logística del Alto Norte (s. f.). "Northern Sea Route transit statistics". Se puede consultar en <http://arctic-llo.com/category/statistics>.
- Conservation of Arctic Flora and Fauna Programme (CAFF) (2017). State of the Arctic Marine Biodiversity Report. www.arcticbiodiversity.is/marine.
- Cappello, Simone, et al. (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.
- Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (CCRVMA) (2019). CCAMLR: Commission for the Conservation of Antarctic Marine Living Resources. 2019. www.ccamlr.org.
- Cefarelli, Adrián O., et al. (2016). Diatoms (Bacillariophyceae) associated with free-drifting Antarctic icebergs: taxonomy and distribution. *Polar Biology*, vol. 39, No.3 , pp. 443–459.
- Christiansen, Jørgen S. (2017). No future for Euro-Arctic ocean fishes? *Marine Ecology Progress Series*, vol. 575, pp. 217–227.
- Comisión Europea (2019). EU and Arctic partners enter historic agreement to prevent unregulated fishing in high seas. Pesca – European Commission. 2019. https://ec.europa.eu/fisheries/eu-and-arctic-partners-enter-historic-agreement-prevent-unregulated-fishing-high-seas_en.
- Comité Científico de Investigaciones Antárticas (2020). Scientific Committee for Antarctic Research. www.scar.org.
- Comité Internacional de Ciencias del Ártico (2020). State of Arctic Science Report, 2020. International Arctic Science Committee, págs. 1 a 26.
- Daly, Marymegan, et al. (2013). *Edwardsiella andrillae*, a new species of sea anemone from Antarctic Ice. *PLoS One*, vol. 8, No. 12, e83476.
- De Jong, J.T.M. et al. (2015). Fuentes 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, et al. (2016). Microbes and the Arctic Ocean. In *Their World: A Diversity of Microbial Environments*, pp. 341–381.
- Dinasquet, Julie, et al. (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., et al. (2016). Enhanced Southern Ocean marine productivity due to fertilization by giant icebergs. *Nature Geoscience*, vol. 9, No. 3, p. 219.
- Eguíluz, Victor M., et al. (2016). A quantitative assessment of Arctic shipping in 2010–2014. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 30682.
- Ferguson, Steven H., et al. (2017). Demographic, ecological, and physiological responses of ringed seals to an abrupt decline in sea ice availability. *PeerJ*, vol. 5, e2957.
- Fetterer, Florence, et al. (2017). *Sea Ice Index, Version 3*. Boulder, Colorado: NSIDC: National Snow and Ice Data Center. <https://nsidc.org/data/G02135/versions/3>.
- Fettweis, Xavier, et al. (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., et al. (2014). Emperor penguins breeding on iceshelves. *PLoS One*, vol. 9, No.1, e85285.
- Gilg, Olivier, et al. (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 weigh 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., et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2017). Ice sheets as a missing Fuente of silica to the polar oceans. *Nature Communications*, vol. 8, art. 14198.
- Helly, John J., et al. (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., et al. (2020). Projected shifts in the foraging habitat of crabeater seals along the Antarctic Peninsula. *Nature Climate Change*, vol. 10, No. 5, pp. 472–477.
- 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 Groenlandia in autumn. *Polar Biology*, vol. 41, No. 11, pp. 2375–2378.
- Kaiser, Stefanie, et al. (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., et al. (2020). Microplásticos in sea ice and seawater beneath ice floes. *Scientific Reports*, vol. 10, No. 11, art. 5004.
- Kaufmann, Ronald S., et al. (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, et al. (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, et al. (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, et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al. (2017). Effects of CO₂ concentration on a late summer surface sea ice community. *Marine Biology*, vol. 164, No. 4, art. 87.
- McMullin, Rebecca M., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2016). Microbiome composition and diversity of the ice-dwelling sea anemone, *Edwardsiella andrillae*. *Integrative and Comparative Biology*, vol. 56, No. 4, pp. 542–555.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 46: High-latitude ice and the biodiversity dependent on it. En *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nachtsheim, Dominik A., et al. (2016). A gravel-covered iceberg provides an offshore breeding site for ivory gulls *Pagophila eburnea* off Northeast Greenland. *Polar Biology*, vol. 39, No. 4, 755–758.
- Naughten, Kaitlin A., et al. (2018). Future projections of Antarctic ice shelf melting based on CMIP5 scenarios. *Journal of Climate*, vol. 31, No. 13, pp. 5243–5261.
- Niemi, Andrea, et al. (2019). State of Canada's Arctic Seas. Canadian Technical Report of Pesca and Aquatic Sciences 3344, pp. xv–189.
- Northern Sea Route Information Office, 2019 (<https://arctic-lio.com>).
- Oficina de Información sobre la Ruta Marítima Septentrional, 2019 (<https://arctic-lio.com>).
- O'Corry-Crowe, Greg, et al. (2016). Genetic profiling links changing sea-ice to shifting beluga whale migration patterns. *Biology Letters*, vol. 12, No. 11, 20160404.
- Oxtoby, L.E., et al. (2017). Resource partitioning between Pacific walruses and bearded seals in the Alaska Arctic and sub-Arctic. *Oecologia*, vol. 184, No. 2, pp. 385–398.
- Pagano, Anthony M., et al. (2020). The seasonal energetic landscape of an apex marine carnivore, the polar bear. *Ecology*, vol. 101, No. 3, e02959.
- Pawlowski, Jan, et al. (2005). Allogromiid foraminifera and gromiids from under the Ross Ice Shelf: morphological and molecular diversity. *Polar Biology*, vol. 28, No. 7, pp. 514–522.
- Programa de Conservación de la Flora y la Fauna Árticas (CAFF) (2017). State of the Arctic Marine Biodiversity Report. www.arcticbiodiversity.is/marine.
- Programa de Vigilancia y Evaluación del Ártico (2017). Snow, water, ice and permafrost in the Arctic. Resumen para encargado de la formulación de políticas. <https://swipa.amap.no/>.
- Raiswell, Rob, et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al., eds. (2019). *Arctic Report Card*. <https://arctic.noaa.gov/Report-Card>.
- Rignot, Eric, et al. (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). Introducción: Cambio climático 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., et al. (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.
- 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., et al. (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., et al. (2013). Icebergs as unique Lagrangian ecosystems in polar seas. *Annual Review of Marine Science*, vol. 5, pp. 269–287.
- _____ (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., et al. (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., et al. (2016). Antarctic icebergs distributions 1992–2014. *Journal of Geophysical Research: Oceans*, vol. 121, No. 1, pp. 327–349.
- Vaughan, David G., et al. (2013). Observations: cryosphere. *Clima Change*, vol. 2103, pp. 317–382.
- Vernet, M., et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al. (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, et al. (2007). Modern benthic ostracodes from Lutzow-Holm Bay, East Antarctica: paleoceanographic, paleobiogeographic, and evolutionary significance. *Micropaleontology*, vol. 53, No. 6, pp. 469–496.
- _____ (2012). Patterns and controlling factors of species diversity in the Arctic Ocean. *Journal of Biogeography*, vol. 39, No. 11, pp. 2081–2088.
- Zappalà, G., et al. (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.

Capítulo 7L

Montes y pináculos submarinos

Contribuidores: Malcolm R. Clark (coordinador), Angelo F. Bernardino, J. Murray Roberts, Bhavani E. Narayanaswamy, Paul Snelgrove y Joshua T. Tuhumwire.

Ideas clave

- Los montes y los pináculos submarinos son accidentes topográficos comunes de los océanos del mundo.
- Las actividades de muestreo han aumentado en los últimos años, pero solo se ha muestreado detalladamente un pequeño porcentaje de los montes submarinos.
- El muestreo limitado, combinado con la gran variabilidad ambiental entre unos montes submarinos et al., es un obstáculo para los conocimientos sobre la biodiversidad.
- La pesca, especialmente la de arrastre de fondo, constituye la mayor amenaza actual para los ecosistemas de los montes submarinos, pero la basura o los desperdicios marinos, el cambio climático y la posible explotación minera de los fondos marinos son causas adicionales de preocupación. Sin embargo, se están incrementando las iniciativas para proteger los montes submarinos.
- Las recientes investigaciones de series cronológicas sobre los montes submarinos profundos muestran una recuperación limitada, cuando la hay, de las comunidades de corales pétreos en períodos de 15 a 20 años.

1. Introducción

Los montes, montículos y pináculos submarinos, denominados colectivamente montes submarinos en el presente subcapítulo, son volcanes sumergidos, que se elevan entre cientos y miles de metros sobre el fondo oceánico. Las estimaciones con respecto a su número varían, según la fuente de datos y los algoritmos utilizados, desde varias decenas de miles de montes submarinos y más de 100.000 montículos (Yesson et al., 2011; Harris et al., 2014) a extrapolaciones de más de 100.000 montes submarinos y 25 millones de montículos y pináculos (Wessel et al., 2010). En conjunto, cubren hasta el 20 % del fondo oceánico de aguas profundas (Yesson et al., 2011).

Tres importantes características distinguen a los montes submarinos del hábitat de las aguas profundas circundantes (Clark, 2009): su topografía ofrece una gama de profundidades para diferentes comunidades; sus típicas superficies de roca dura contrastan con los finos sedimentos no consolidados que cubren gran parte del fondo marino; y su estructura física puede alterar la hidrografía y las corrientes locales, concentrando las especies y la productividad. Esos factores pueden dar lugar a comunidades bentónicas más ricas y diversas

que las de los hábitats adyacentes de taludes o llanuras abisales.

Los parámetros ambientales relacionados con la profundidad influyen en gran medida en la composición de las especies de los montes submarinos, junto con el tipo y las características del fondo marino (Clark et al., 2010). Los montes submarinos proporcionan importantes servicios ecosistémicos y a menudo albergan agregaciones de peces, que son objeto de una importante actividad comercial. Los desembarques anuales de las principales especies procedentes de montes submarinos han fluctuado alrededor de las 100.000 t desde la década de 1990 y en ellos predominan especies como los espartanos, los alfonsinos, los oreos y los relojes anaranjados (Clark et al., 2007; Watson et al., 2007).

En torno a los montes submarinos se desarrollaron varios “paradigmas ecológicos” que los consideraban entornos únicos y focos de biodiversidad y endemismo. Sin embargo, muchos montes submarinos no están muy aislados (Rowden et al., 2010a), y la mayoría no tienen altos niveles de endemismo. Comparten muchas especies con otros hábitats de aguas profundas (Howell et al., 2010; Naraya-

naswamy et al., 2013), aunque la variabilidad de la topografía y la dinámica física de los montes submarinos puede causar una gran rotación de especies y características distintivas de agregación o abundancia (Schlacher et al., 2014).

El capítulo 51 de la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017a) y partes de los capítulos 34, 35 y 36F se basaron en múltiples análisis de montes submarinos (por ejemplo, Pitcher et al., 2007; Clark et al., 2010; Staudigel et al., 2010) y en las conclusiones del programa Censo de Vida Marina (p. ej., Rowden et al., 2010a; Stocks et al., 2012; Clark et al.,

2012). Sin embargo, la falta de muestreo limita la comprensión de los montes submarinos. En las bases de datos SeamountsOnline (Stocks, 2010) y Seamount Ecosystem Evaluation Framework (Kvile et al., 2014) se encuentran los datos de unos 700 montes submarinos, pero solo unos 300 se han estudiado con detalle y pocos de ellos se encuentran en latitudes ecuatoriales o tienen cumbres a más de 2.000 m de profundidad. Por lo tanto, la estructura, la función y la conectividad de los ecosistemas de los montes submarinos sigue siendo en gran medida desconocida (Clark et al., 2012).

2. Descripción de cambios de los conocimientos ocurridos entre 2010 y 2020

En los últimos cinco años, varios programas de investigación nacionales o internacionales han aportado una considerable cantidad de información ecológica sobre los entornos de los montes submarinos. Estos programas se describen brevemente en la sección 5, pero a continuación se sintetizan los principales resultados ecológicos, sobre la base de un análisis de la ecología de los montes submarinos (Rogers, 2018).

Si bien los montes submarinos rara vez existen en flujos oceanográficos en estado estacionario (Lavelle y Mohn, 2010), puede haber arrastre de la circulación y homogeneización de la columna de agua (Meredith et al., 2015). La formación de ondas internas puede provocar la surgencia de nutrientes y aumentar así la productividad primaria en las zonas de cumbre (Turnewitsch et al., 2016; Read y Pollard, 2017). Sin embargo, la elevación de la productividad primaria puede ser transitoria (p. ej., Lemos et al., 2018) y es posible que solo incremente raramente la abundancia de zooplancton. Las comunidades de zooplancton situadas sobre los montes submarinos reflejan las características de las aguas oceánicas circundantes (p. ej., Carmo et al., 2013; Denda y Christiansen, 2014; Denda et al., 2017), pero el bloqueo de la migración del zooplancton y el micronecton migratorios por la topografía de los montes

submarinos puede aumentar la depredación por parte de los peces y los camarones (p. ej., Nishida et al., 2016; Preciado et al., 2017; Letesier et al., 2017).

Los montes submarinos con cumbres poco profundas pueden sustentar macroalgas y recientemente se han encontrado bosques de macroalgas en el Atlántico Norte (Ramos et al., 2016; Stefanoudis et al., 2019) y el Pacífico nororiental (Du Preez et al., 2016). Se han descubierto extensos lechos de rodolitos en montes y crestas submarinos en el Atlántico sudoccidental (Meirelles et al., 2015), el Atlántico noroccidental (Stefanoudis et al., 2019) y el Pacífico sudoccidental (Clark et al., 2017). Esas algas pueden ser importantes en los presupuestos de carbonatos de los ecosistemas mesofóticos. Pereira-Filho et al. (2012) estimaron que la producción de carbonato de los rodolitos de cuatro montes submarinos de la cadena de montes submarinos de Vitoria-Trinidad frente a las costas del Brasil era de $1,5 \times 10^3$ Gt al año.

El conocimiento de las comunidades de los montes submarinos ha mejorado gracias a la modelización de las distribuciones de las especies relacionadas con las condiciones físico-químicas. La modelización, especialmente para los corales de aguas profundas, que pueden ser abundantes en los montes submarinos

(p. ej., Tracey et al., 2011; Rowden et al., 2010b), sugiere que entre las variables ambientales clave figuran las profundidades de saturación de calcita o aragonito, el aspecto topográfico, la temperatura, la salinidad, los niveles de oxígeno y el carbono orgánico particulado (p. ej., Davies y Guinotte, 2011; Yesson et al., 2012, 2017; Anderson et al., 2016a). No obstante, los modelos pueden tener resultados deficientes, dependiendo de la resolución de los datos ambientales (Anderson et al., 2016b; Rowden et al., 2017). Los nuevos datos también influirán en esos modelos, como demuestra el descubrimiento de un arrecife de coral pétreo en los montes submarinos del Pacífico noroccidental, en malas condiciones de saturación de aragonito (Baco et al., 2017). Los parámetros ambientales también pueden influir de manera diferente en la sustitución de especies y en la riqueza de estas (Victorero et al., 2018).

Los mecanismos de conectividad entre los montes submarinos han sido objeto de investigaciones recientes. Los montes submarinos pueden actuar como “camino” a través de grandes regiones, pero no existe una pauta consistente (Rowden et al., 2010a). El coral pétreo constructor de arrecifes (*Solenosmilia*

variabilis) y el coral de piedra (*Desmophyllum dianthus*) tienen distribuciones amplias similares en todo el hemisferio sur, pero la estructura genética similar de *D. dianthus* a lo largo de grandes zonas (miles de kilómetros) contrasta con las variaciones de *S. variabilis* entre montes submarinos muy cercanos (decenas de kilómetros) (Miller y Gunasekera, 2017). El mecanismo de “autorreclutamiento” de las poblaciones de esta última especie también se da en los moluscos bivalvos (Beeston et al., 2018). Las pautas espaciales de conectividad varían de una especie a otra (p. ej., Zeng et al., 2017) e incluso dentro de un mismo género (Pante et al., 2015). Las corrientes pueden proporcionar rutas o barreras para la dispersión de las larvas (Dueñas et al., 2016; Holland et al., 2019).

La investigación pone de relieve la variabilidad de los factores ambientales y las comunidades faunísticas entre unos montes submarinos et al., lo que hace imposible generalizar sobre la ecología de los montes submarinos y subraya la importancia de tomar muestras de una amplia gama de características físicas y geográficas de los montes submarinos (Clark et al., 2012).

3. Descripción de los cambios económicos y sociales

La pesca artesanal se remonta al siglo XVI y, todavía hoy, la pesca a pequeña escala cerca de las islas oceánicas es importante para el empleo, ya que produce capturas estimadas (principalmente de atún) de entre 150.000 y 250.000 t al año (Da Silva y Pinho, 2007). La pesca demersal en aguas profundas de especies como el alfonsino y el reloj anaranjado ha disminuido en general desde mediados de la década de 1990 (Clark et al., 2007; Watson et al., 2007; Pitcher et al., 2010) hasta los niveles actuales por debajo de las 100.000 t por año. Además de los peces, la pesca de pequeños invertebrados en los montes submarinos ha tenido como objetivo las langostas en el Atlántico

Sur y el Índico meridional y el cangrejo rey en el Atlántico nororiental (Rogers, 2018).

Los montes submarinos albergan costras de ferromanganeso que contienen cobalto, níquel y tierras raras de posible interés comercial (Hein et al., 2013). Existen cinco contratos de exploración de las costras en el marco de la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos: cuatro de ellos abarcan los montes submarinos del Pacífico noroccidental y el otro la elevación de Río Grande frente al Brasil.¹ En la actualidad no se realizan actividades de extracción de minerales de las profundidades marinas, pero las operaciones de minería podrían afectar considerablemente a los ecosis-

¹ Pueden consultarse en www.isa.org.jm/deep-seabed-minerals-contractors.

temas de los montes submarinos (p. ej., Levin et al., 2016; Miller et al., 2018). Por lo tanto, la Autoridad está elaborando reglamentos para equilibrar la posible explotación con la conservación del medio ambiente.

La basura y los desechos plásticos son un motivo de preocupación creciente. Los hilos, redes y nasas de pesca perdidos (p. ej., Maldonado et al., 2015; Vieira et al., 2015; Woodall et al., 2015) enredan o dañan físicamente a las especies asociadas a los montes submarinos. Se han encontrado microplásticos en animales muestreados en los montes submarinos del Índico meridional, así como en el sedimento (Woodall et al., 2014; Taylor et al., 2016). También existe la preocupación de que las especies invasoras puedan propagarse a través de esos desechos y basura.

La recuperación de los efectos de la pesca o de la posible explotación minera, así como la restauración del valor económico o social, podrían ser muy lentos. La pesca en los montes submarinos puede eliminar gran parte de la fauna bentónica, lo que provocaría una disminución de la biodiversidad y la abundancia (Clark et al., 2015). Los montes submarinos

de la cordillera submarina Hawái-Emperador siguen produciendo capturas esporádicas y pequeñas (p. ej., Bensch et al., 2008) y se han reabierto varias pesquerías pequeñas de reloj anaranjado frente a Nueva Zelanda y Tasmania (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2018). Sin embargo, los hábitats bentónicos pueden necesitar decenios para recuperarse. Los estudios de series cronológicas realizados frente a la costa de Nueva Zelanda muestran pocos indicios de cambio en las comunidades de corales pétreos 15 años después de la prohibición de la pesca de arrastre (Clark et al., 2019), aunque es posible que las anémonas y los corales pequeños hayan aumentado en algunos montes submarinos frente a Tasmania (Clark et al., 2010). Un estudio reciente realizado en el Pacífico Norte muestra cierta posible recuperación después de la pesca de arrastre en la década de 1970 (Baco et al., 2019), pero las investigaciones japonesas sobre un monte submarino en el que anteriormente se pescaban corales preciosos no indican ningún signo de que se haya producido una recuperación (Bruckner, 2014).

4. Investigaciones clave específicas de las regiones en los últimos años

4.1. Océano Ártico

Se han realizado pocos trabajos sobre los montes submarinos de las aguas del Ártico. Sin embargo, en 2017 se encontraron altos niveles de densidad y diversidad de esponjas en el monte submarino Macizo de Schultz, posiblemente asociados a la aparición de corrientes más cálidas, ricas en oxígeno y ricas en alimentos (Jones et al., 2018).

4.2. Océano Atlántico Norte

Los trabajos recientes se han centrado en los montes submarinos del Atlántico nororiental. Los datos del monte submarino Anton Dohrn

han revelado 13 biotopos, 10 de los cuales cumplían los criterios de los ecosistemas marinos vulnerables (Davies et al., 2015). El monte submarino Hebrides Terrace fue inspeccionado por primera vez en 2012, y se encontraron hábitats de coral de aguas frías (Henry et al., 2014) y un lugar de desove de la raya de aguas profundas (*Bathyrāja richardsoni*) (Henry et al., 2016). El programa Atlas de la Unión Europea ha realizado estudios del monte submarino Bowditch (Bermudas) y el monte submarino Formigas (Azores) e informó de que en el monte submarino Tropic se habían encontrado extensas zonas de esponjas (*Poliopogon amadou*), octocorales, arrecifes de coral de *Solenastrea variabilis*, xenoflóforos y campos de

crinoideos (Ramiro-Sánchez et al., 2019). El monte submarino Tropic tiene extensas zonas de costras de ferromanganeso de posible interés para la minería (Murton et al., 2017).

4.3. Océano Atlántico Sur

Los trabajos recientes relacionados con la exploración en busca de minerales, petróleo y gas han logrado avances en las descripciones físicoquímicas de la cadena de montes submarinos de Vitoria-Trindade y la elevación de Río Grande (Bernardino y Sumida, 2017; Montserrat et al., 2019). Los montes submarinos comparten reservas de especies con los taludes continentales cercanos, pero hay sustratos estructuralmente distintos en las distintas regiones (O'Hara et al., 2010; Bernardino et al., 2016; Almada y Bernardino, 2017), lo que sugiere que existe una gran diversidad de fauna bentónica y pelágica (Perez et al., 2018).

El Reino Unido también ha realizado estudios de los montes submarinos frente a las costas de Santa Elena, Ascensión y Tristán de Acuña.²

4.4. Océano Índico

Los montes submarinos de la región del océano Índico siguen estando poco estudiados, aunque en los últimos años se han estudiado varios montes submarinos de la dorsal índica sudoccidental y de la dorsal de Madagascar (Rogers, 2016). En los estudios se encontraron comunidades microbianas y fitoplanctónicas distintivas a lo largo de la dorsal (Djurhuus et al., 2017; Sonnekus et al., 2017), un alto grado de diversidad de cefalópodos (Laptikhovsky et al., 2017) y un alto grado de diversidad de fauna bentónica entre los distintos montes submarinos.

4.5. Océano Pacífico Norte

Los Estados Unidos han realizado actividades en las zonas septentrional y central del océano Pacífico, con campañas en 2015, 2016 y 2017 que abarcaron la elaboración de mapas y la

realización de inmersiones con vehículos operados por control remoto en los montes submarinos y las crestas del Monumento Nacional Marino Papahānaumokuākea (incluida la cadena de montes submarinos Hawái-Emperador) alrededor de varias islas de los Estados Unidos en el Pacífico central y se extendieron hasta Samoa, Tokelau y las Islas Cook. Se llevaron a cabo 18 inmersiones en los montes submarinos de la cadena de montes submarinos Musicians. En la mayoría de los montes submarinos solo se realizó una inmersión con vehículo operado por control remoto, pero se encontraron comunidades bentónicas de esponjas y corales de aguas profundas diversas y abundantes (Kennedy et al., 2019). En 2019 se realizaron nuevos trabajos con inmersión de vehículos operados por control remoto, extracción de muestras y arrastre en cuatro montes submarinos del golfo de Alaska.

Los investigadores chinos han realizado varios estudios de los montes submarinos del Pacífico noroccidental, entre ellos los montes submarinos Caroline, Yap y Magallanes.

También están realizando más estudios los contratistas de minerales de aguas profundas con licencias de exploración para la búsqueda de costras de cobalto en el Pacífico noroccidental. Los contratistas (COMRA (China), KIOST (República de Corea), Federación de Rusia y JOGMEC (Japón)) tomaron muestras de 11 montes submarinos en 2017 y 2018 y encontraron muchas especies nuevas entre las comunidades bentónicas de esponjas, corales y equinodermos (p. ej., Wang et al., 2016; Dong et al., 2017). También se han tomado muestras de colinas abisales y montes submarinos en la zona de fractura de Clarion-Clipperton. En el Pacífico Norte canadiense, el Organismo de Pesca y Océanos del Canadá ha realizado una descripción de base referencia de varios montes submarinos. En 2018, se desplegó una red de monitoreo autónoma para recolectar datos ambientales en el monte submarino Dellwood, junto con hidrófonos para detectar la presencia de ballenas. Por medio de estudios fotográficos, se han establecido 30 posibles sitios de

² Véase www.bas.ac.uk/project/protecting-marine-ecosystems-in-the-south-atlantic.

vigilancia a largo plazo. Se está desarrollando un plan científico para el monte submarino SGaan Kinghlas-Bowie y otros montes submarinos del Pacífico.

4.6. Océano Pacífico Sur

La investigación se ha centrado en analizar la posible recuperación de las comunidades bentónicas tras la pesca de arrastre de fondo. Se realizaron otros estudios de series cronológicas frente a las costas de Nueva Zelandia en 2015 (Clark et al., 2019) y frente a las de Tasmania en 2018.³ Los arrecifes de coral pétreo originales muestran escasa recuperación en los entre 15 y 20 años transcurridos desde que se detuvo la pesca de arrastre.

5. Perspectivas

En el último decenio se han realizado importantes investigaciones. Las futuras iniciativas internacionales planificadas por el Proyecto Mundial de Montes Submarinos,⁴ el nuevo Grupo de Trabajo InterRidge sobre Montes Submarinos e Islas Asociados a las Dorsales Mesoceánicas y las iniciativas para estudiar más montes marinos en el marco del Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible pueden complementar las investigaciones nacionales en curso orientadas a cuestiones relacionadas con la biodiversidad local o los efectos de la pesca. En 2017, la Unión Europea, el Brasil y Sudáfrica firmaron la Declaración de Belém, un marco panatlántico para financiar iAtlantic (2019–2023),⁵ a través del cual se realizarán varios estudios de montes submarinos en el Atlántico.

El descubrimiento del potencial de explotación minera en aguas profundas de los montes submarinos constituye una amenaza, pero la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos requiere considerables datos ambientales de

Se han realizado estudios recientes de los montes submarinos frente a las islas Galápagos (Ecuador) (2015 y 2016) hasta los 3.000 m, así como en el parque marino Nazca-Desventuradas (Chile) (2016) y en Australia (Nanson et al., 2018).

4.7. Océano Antártico

En los últimos años se han tomado muestras de varios montes submarinos y crestas en las aguas del Antártico. Los estudios realizados en Nueva Zelandia abarcaron “Long Ridge” (parte de la dorsal del Pacífico Oriental) en 2018 y la cadena de montes submarinos Scott en 2019.

referencia como condición para la exploración en zonas fuera de la jurisdicción nacional, lo que hará posible que aumenten los conocimientos sobre los montes submarinos en varias regiones en los próximos diez años.

Los efectos del cambio climático en el próximo decenio son difíciles de predecir, pero los análisis de Rogers (2015) y Sweetman et al. (2017) sugieren que el cambio climático sigue siendo una importante amenaza para las comunidades de los montes submarinos, debido al aumento de las temperaturas, la disminución de las concentraciones de oxígeno y la reducción de la profundidad del horizonte de saturación de aragonito. Algunas especies de fauna de los montes submarinos, como los corales de aguas frías, son vulnerables a los cambios en las características de la masa de agua (p. ej., Guinotte et al., 2006; Matos et al., 2017; Hebeln et al., 2019) y entre los mayores cambios que se producen en las profundidades batimétricas (Sweetman et al., 2017) figuran los correspondientes a los montes submarinos que sustentan pesquerías productivas o una gran

³ Véase <https://ecos.csiro.au/deep-sea-life>.

⁴ Pueden consultarse en <https://osf.io/xtg5c>.

⁵ Pueden consultarse en www.iatlantic.eu.

biodiversidad. Sin embargo, como los montes submarinos cubren una gama de profundidades más amplia, pueden ser menos susceptibles a los cambios de acidificación del océano que el fondo marino circundante y actuar como refugios temporales (Tittensor et al., 2010).

A nivel mundial, la protección de los montes submarinos puede aumentar, sumándose a los esfuerzos nacionales de conservación en el Atlántico Norte, el Pacífico sudoccidental y el Pacífico nororiental (Morato et al., 2010) y a las prohibiciones más recientes de las actividades pesqueras frente a las costas occidentales del Canadá y Chile, en el Atlántico Norte (Natura 2000) y en todas las aguas de Hawái. La financiación turística también podría incrementar

la conservación futura de los montes submarinos (Ison et al., 2021). Algunas zonas de los montes submarinos del Pacífico oriental se han protegido de la posible explotación minera de los fondos marinos mediante un plan regional de gestión ambiental aprobado por la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos. Es probable que las organizaciones regionales de ordenación pesquera designen un número cada vez mayor de montes submarinos como ecosistemas marinos vulnerables (FAO, 2009) y numerosos montes submarinos están clasificados ya como zonas de importancia ecológica o biológica (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2009).

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos

Las carencias en materia de conocimiento señaladas en la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017b) siguen existiendo en su mayor parte: el número de montes submarinos muestreados hasta la fecha es limitado (algunos progresos); se han desarrollado modelos de predicción de la idoneidad del hábitat, pero no se han puesto a prueba (algunos progresos); apenas se conocen los componentes pelágicos de los ecosistemas de los montes submarinos (especialmente los batiales profundos) (aún en gran parte cierto); es necesario evaluar múltiples factores de estrés, entre ellos la perturbación del hábitat, los contaminantes, el cambio climático, la acidificación y la desoxigenación, y considerarlos conjuntamente (sigue siendo una carencia considerable); y la comprensión de la eficacia de las zonas de prohibición de la pesca hasta la fecha es limitada (algunos progresos).

Existen varios conjuntos de datos sobre montes submarinos a nivel mundial y nacional, entre ellos Seamount Catalog (principalmente geológico);⁶ SeamountsOnline (biológico); Seamount Ecosystem Evaluation Framework

(ecológico); y para Nueva Zelandia (Rowden et al., 2008), las Azores (Morato et al., 2008) y el Pacífico Sur occidental (Allain et al., 2008). Sin embargo, no se han actualizado ampliamente en cuanto a qué montes submarinos se han muestreado desde la primera Evaluación. Se necesita urgentemente un registro actualizado de los estudios de los montes submarinos y de la labor de muestreo.

Dado que son tan pocos los montes submarinos que se han estudiado a nivel mundial, siguen existiendo importantes carencias en materia de comprensión científica de las escalas y pautas de diversidad biológica en los montes submarinos y de la resiliencia al cambio climático y a las actividades humanas (Clark et al., 2012). La recopilación de esos datos de referencia requiere un conjunto de múltiples instrumentos, entre ellos la teleobservación, el muestreo directo y los estudios visuales (véase Clark et al., 2016). La identificación taxonómica exacta y coherente de la fauna de los montes submarinos es un problema común a muchos hábitats de aguas profundas. La necesidad de mejorar la coherencia

⁶ Disponible en <https://earthref.org/SC>.

del muestreo en múltiples disciplinas inspiró la elaboración del Protocolo General Iterativo de Estudio y Muestreo de los Océanos (Woodall et al., 2018). Es probable que se utilicen ampliamente nuevas técnicas, como la inteligencia artificial para la identificación de especies, el eADN, los enfoques genéticos de los paisajes marinos y las boyas Argo de profundidad, que

son necesarias para mejorar el conocimiento de los entornos de los montes submarinos. Se necesitan más estudios de series cronológicas para abordar el potencial de resiliencia y recuperación a largo plazo de las comunidades de montes submarinos afectadas y para fundamentar su gestión futura.

7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

Los entornos de los montes submarinos pueden desempeñar un papel importante en el ecosistema de las aguas profundas. Los estudios de las aguas profundas deben incluir los montes submarinos para mejorar la comprensión de la estructura y las funciones de sus ecosistemas como requisito previo a las actividades humanas. Sin embargo, la falta de capacidad científica y la naturaleza remota e inexplorada de los hábitats de las aguas profundas en general dan lugar a la existencia de significativas carencias de capacidad e información incluso en los países industrializados

y desarrollados. En todos los países hay montes submarinos cuya distribución coincide en parte con las zonas de actividades industriales actuales o propuestas, como la pesca en el Pacífico occidental, la explotación de petróleo y gas en alta mar en el Caribe y África y la posible explotación minera en aguas profundas en las zonas de crestas y montes submarinos del Pacífico noroccidental y sudoccidental y el océano Índico. Se necesita un grado considerable de colaboración y cooperación entre las naciones en desarrollo y las desarrolladas para crear capacidad científica y de gestión.

Bibliografía

- Allain, Valérie, et al. (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., et al. (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.
- _____. (2016b). Habitat suitability models for predicting the occurrence of vulnerable marine ecosystems in the seas around Nueva Zelandia. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 115, pp. 265–292.
- Baco, Amy R., et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (2008). *Worldwide Review of Bottom Pesca in the High Seas*. vol. 522. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Roma.
- 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, et al. (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, et al. (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., et al. (2007). Large-scale distant-water trawl fisheries on seamounts. *Seamounts: Ecology, Pesca, and Conservation*, vol. 12, pp. 361–399.
- _____ (2010). The ecology of seamounts: structure, function, and human impacts. *Annual Review of Marine Science*, vol. 2, pp. 253–278.
- _____ (2012). Science priorities for seamounts: research links to conservation and management. *PloS One*, vol. 7, No. 1, e29232.
- _____ (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.
- _____ (2016). *Biological Sampling in the Deep Sea*. Oxford: Wiley-Blackwell.
- Clark, Malcolm R., et al. (2017). Biodiversity of the Kermadec Islands and offshore waters of the Kermadec Ridge: report of a coastal, marine mammal and deep-sea survey (TAN1612). *Nueva Zelandia Aquatic Environment and Biodiversity Report*, No. 179, pp. 95.
- _____ (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 Pesca and Conservation, Pesca and Aquatic Resource Series, Blackwell Scientific*, eds. T.J. Pitcher et al., 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., et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al. (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., et al. (2016). The Antarctic Circumpolar Current as a diversification trigger for deep-sea octocorals. *BMC Evolutionary Biology*, vol. 16, No. 1, art. 2.
- Guinotte, John M., et al. (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, et al. (2014). Geomorphology of the oceans. *Marine Geology*, vol. 352, pp. 4–24. <https://doi.org/10.1016/j.margeo.2014.01.011>.
- Hebbeln, Dierk, et al. (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., et al. (2013). Deep-ocean mineral deposits as a Fuente 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., et al. (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, et al. (2014). Environmental variability and biodiversity of megabenthos on the Hebrides Terrace Seamount (Northeast Atlantic). *Scientific Reports*, vol. 4, art. 5589.
- Holland, L.P., et al. (2019). *Genetic connectivity of deep-sea corals in the Nueva Zelandia region*. Nueva Zelandia Aquatic Environment & Biodiversity Report No. 245, Wellington.
- Howell, Kerry L., et al. (2010). Mounting evidence: near-slope seamounts are faunally indistinct from an adjacent bank. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 52–62.
- Ison, S., et al. (2021). Tourist preferences for seamount conservation in the Galapagos Marine Reserve. *Frontiers in Marine Science*.
- Jones, E.M., et al. (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., et al. (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., et al. (2014). A global assessment of seamount ecosystems knowledge using an ecosystem evaluation framework. *Biological Conservation*, vol. 173, pp. 108–120.
- Laptikhovskiy, V., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2016). Defining “serious harm” to the marine environment in the context of deep-seabed mining. *Marine Policy*, vol. 74, pp. 245–259.
- Maldonado, Manuel, et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (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, et al. (2008). Evidence of a seamount effect on aggregating visitors. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 357, pp. 23–32.
- _____ (2010). Can we protect seamounts for research? A call for conservation. *Oceanography*, vol. 23, No. 1, pp. 190–199.
- Murton, B.J., et al. (2017). Detailed description of FeMn crusts at Tropic Seamount. *Proceedings of the American Geophysical Union, Fall Meeting 2017*, abstract #OS34A-05. Washington, DC: American Geophysical Union.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 51: Biological communities on seamounts and other submarine features potentially threatened by disturbance. En *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Nanson, R., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2010). Environmental predictors and turnover of biota along a seamount chain. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 84–94.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2009). *International Guidelines for the Management of Deep-Sea Pesca in the High-Seas*. 42. Roma.
- _____ (2018). *Global Review of Orange Roughy (Hoplostethus Atlanticus), Their Pesca, Biology and Management*. eds. Geoffrey Tingley and Matthew Dunn. FAO Pesca and Technical Paper 622. Roma.
- Pante, Eric, et al. (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., et al. (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, et al. (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., et al. (2007). *Seamounts: Ecology, Pesca & Conservation*. Oxford: Blackwell.
- _____ (2010). Seamount fisheries: do they have a future? *Oceanography*, vol. 23, No. 1, pp. 134–144.
- Preciado, Izaskun, et al. (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, et al. (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, et al. (2016). Patterns in megabenthic assemblages on a seamount summit (Ormonde Peak, Gorringer Bank, Northeast Atlantic). *Marine Ecology*, vol. 37, No. 5, pp. 1057–1072.
- Read, Jane, and Raymond Pollard (2017). An Introducción 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: Introducción 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., et al. (2008). *Nueva Zelanda's "SEAMOUNT" database: recent updates and its potential use for ecological risk assessment*. Aquatic Environment and Biodiversity Report No. 27, 49 pp.
- _____ (2010a). A test of the seamount oasis hypothesis: seamounts support higher epibenthic megafaunal biomass than adjacent slopes. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 95–106.
- _____ (2010b). Paradigms in seamount ecology: fact, fiction and future. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 226–241.

- _____ (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., et al. (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.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (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.
- Sonnekus, Martinus J., et al. (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 et al. (2010). Seamount sciences: quo vadis? *Oceanography*, vol. 23, No. 1, pp. 212–213.
- Stefanoudis, P., et al. (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., et al. (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., et al. (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, pp. 1–23.
- Taylor, M.L., et al. (2016). Plastic microfibre ingestion by deep-sea organisms. *Scientific Reports*, vol. 6, art. 33997.
- Tittensor, Derek P., et al. (2010). Seamounts as refugia from ocean acidification for cold-water stony corals. *Marine Ecology*, vol. 31, pp. 212–225.
- Tracey, Dianne M., et al. (2011). Habitat-forming cold-water corals show affinity for seamounts in the Nueva Zelandia region. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 430, pp. 1–22.
- Turnewitsch, Robert, et al. (2016). Tidal influence on particulate organic carbon export fluxes around a tall seamount. *Progress in Oceanography*, vol. 149, pp. 189–213.
- Victorero, Lissette, et al. (2018). Species replacement dominates megabenthos beta diversity in a remote seamount setting. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 4152.
- Vieira, Rui P., et al. (2015). Lost fishing gear and litter at Gorringe Bank (NE Atlantic). *Journal of Sea Research*, vol. 100, pp. 91–98.
- Wang, Dexiang, et al. (2016). Three new species of glass sponges Pheronematidae (Porifera: Hexactinellida) from the deep-sea of the northwestern Pacific Ocean. *Zootaxa*, vol. 4171, No. 3, pp. 562–574.
- Watson, Reg, et al. (2007). Catches from world seamount fisheries. In *Seamounts: Ecology, Pesca & Conservation*, eds. Tony J. Pitcher et al., pp. 400–412. Oxford: Blackwell Publishing.
- Wessel, Paul, et al. (2010). The global seamount census. *Oceanography*, vol. 23, No. 1, pp. 24–33.
- Woodall, Lucy C., et al. (2014). The deep sea is a major sink for microplastic debris. *Royal Society Open Science*, vol. 1, No. 4, 140317.
- _____ (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.

- _____ (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, et al. (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.
- _____ (2012). Global habitat suitability of cold-water octocorals. *Journal of Biogeography*, vol. 39, No. 7, pp. 1278–1292.
- _____ (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, et al. (2017). Population genetic structure and connectivity of deep-sea stony corals (Order Scleractinia) in the Nueva Zelandia region: Implications for the conservation and management of vulnerable marine ecosystems. *Evolutionary Applications*, vol. 10, No. 10, pp. 1040–1054.

Capítulo 7M

Llanuras abisales

Contribuidores: Jeroen Ingels (Coordinador), 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) y Moriaki Yasuhara.

Ideas clave

- La zona abisal se encuentra a entre 3 y 6 km de profundidad y cubre una parte de la superficie de la Tierra mayor que todos los demás hábitats combinados.
- El presente capítulo es el primero de la Evaluación Mundial de los Océanos que está dedicado a la zona abisal y abarca la biodiversidad, las diferencias regionales, la biogeografía y los cambios e impactos como resultado de los factores de estrés naturales y la actividad humana.
- La biodiversidad de la zona abisal no se conoce bien y existen muchas lagunas en la comprensión actual de su evolución y biogeografía, así como en relación con las distribuciones, la conectividad y las respuestas de los organismos a las condiciones cambiantes.
- El conocimiento fragmentario de la taxonomía abisal es en gran medida el resultado de las dificultades para tomar muestras de esa zona, tan vasta y remota, y, por lo tanto, de los limitados esfuerzos de investigación, que constituyen un obstáculo para el avance de los conocimientos científicos.
- La mayoría de los entornos abisales sustentan los procesos que impulsan el funcionamiento de ecosistemas de las aguas profundas y del mundo entero y están estrechamente vinculados a la producción de la superficie y a los procesos pelágicos.
- El cambio climático y los impactos antropógenos afectan a la zona abisal, a pesar de su lejanía.

1. Introducción

1.1. Situación registrada en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017d) figuraba una breve descripción de los entornos abisales en el capítulo 1 (Naciones Unidas, 2017a), el capítulo 36F (Naciones Unidas, 2017c) y los capítulos sobre la biodiversidad en diferentes regiones oceánicas. Se señalaron la dependencia de los hábitats abisales del flujo de alimentos procedentes de la zona superior, los posibles impactos del cambio climático y el probable impacto de la explotación minera de los fondos marinos. Existe una persistente incertidumbre sobre la biodiversidad abisal y sus posibles conexiones con los organismos pelágicos y de aguas superficiales y sus futuros cambios. La primera Evaluación no abarcaba la descripción exhaustiva de la biodiversidad abisal que se proporciona en el presente capítulo.

1.2. Aspectos generales

La zona abisal (entre 3 y 6 km de profundidad) (Gage y Tyler, 1991) abarca la mayor proporción de la superficie de la Tierra (alrededor del 58 % de la superficie del planeta). Comprende principalmente vastas zonas de llanuras del fondo marino cubiertas de sedimentos generalmente finos, con zonas esporádicas de sustrato duro en las alturas topográficas, que toman la forma de montículos, montes submarinos, dorsales mesoceánicas y arcos insulares, así como partes bajas en forma de valles y fosas oceánicas más profundas. La ausencia total de penetración de la luz solar y de producción primaria in situ, aparte de cierta quimiosíntesis (véase el cap. 7P), caracterizan a un ecosistema basado en la caída variable de material procedente de zonas eufóticas menos profundas. Aunque los alimentos son limitados y la abundancia es relativamente escasa en comparación con la mayoría de los hábitats de aguas profundas (Gage y Tyler, 1991), la zona abisal sostiene altos niveles de diversidad alfa y beta de la meiofauna, la macrofauna y la megafauna.

na (Rex y Etter, 2010). La cantidad y la calidad de las partículas de alimentos que se hunden desde la superficie del océano modulan considerablemente la estructura y las funciones del ecosistema (Smith et al., 2008; McClain et al., 2012a), pero los mecanismos de retroalimentación a través del ciclo de los nutrientes que regresan a la columna de agua no se conocen bien (Thurber et al., 2014). Las regiones abisales difieren entre sí en cuanto a las variables físicas, las características de las aguas superficiales y las distinciones biogeográficas, que se reflejan en sus organismos, comunidades y biodiversidad.

La biodiversidad abisal varía en el espacio (Glover et al., 2002; Woolley et al., 2016; Simon-Lledó et al., 2019a) y el tiempo (Ruhl et al., 2008). A pesar de que las pautas de diversidad biológica a escala regional y mundial son poco conocidas, se sabe que algunas regiones, como la del océano Antártico abisal (Brandt et al., 2006; Griffiths, 2010) y el Pacífico ecuatorial (Amon et al., 2016a; Glover et al., 2002), albergan importantes reservas de biodiversidad. En cuanto a los pocos taxones estudiados, el nivel de conectividad parece alto (Baco et al., 2016; Taboada et al., 2018), mientras que los estudios de la diversidad funcional de las aguas profundas están en sus comienzos (p. ej., Chapman et al., 2019), incluidos los de los fondos marinos abisales (p. ej., O'Hara et al., 2019; Christodoulou et al., 2019). Los conoci-

mientos sobre la biodiversidad varían de una región a otra y, en los últimos años, el interés por la explotación minera de los fondos marinos (véase el cap. 18) ha contribuido a obtener nueva información con respecto a regiones como la zona de fractura de Clarion-Clipperton en el Pacífico central (p. ej., Glover et al., 2016a; Dahlgren et al., 2016; Amon et al., 2017a, 2017b; Marsh et al., 2018; Wiklund et al., 2019) y se han registrado datos de una vida biodiversa, pero vulnerable (Vanreusel et al., 2016).

Es probable que el cambio climático afecte a la zona abisal (Yasuhara y Danovaro, 2016; Sweetman et al., 2017). Las proyecciones sugieren que está teniendo lugar un aumento de la temperatura y la acidificación de los océanos abisales, así como una disminución de las concentraciones de oxígeno y el flujo descendente de materia orgánica. Es probable que se produzca una respuesta mediante otros procesos oceanográficos, de manera que aumente la estratificación y se reduzca el intercambio de masa de agua. Dados los estrechos nichos ambientales de la biota abisal, esos cambios podrían causar desplazamientos geográficos y aumentar la vulnerabilidad de los organismos abisales a otros impactos antropógenos (Levin et al., 2020). Los conocimientos actuales sobre los efectos antropógenos en los ecosistemas abisales siguen siendo deficientes, pero ponen de relieve una vulnerabilidad que muy probablemente aumentará en el futuro.

2. Cambio de las líneas de base y documentación del estado y el cambio de la biodiversidad abisal

Los problemas que plantea el muestreo en lugares remotos a profundidades de más de 3.000 m contribuyen a que el muestreo de la zona abisal sea insuficiente (Glover et al., 2018). Los registros de la biodiversidad reflejan esa deficiencia (figuras I y II). Las actividades de muestreo también se han centrado más en el fondo marino que en el altamente variable y vasto entorno pelágico.

2.1. Biodiversidad bentónica abisal y acoplamiento bentopelágico

El hábitat biogénico comprende gran parte de la estructura a escala fina del hábitat sobre los sedimentos. Los recursos alimenticios irregulares también contribuyen a la conformación de la estructura a escala fina del fondo marino (McClain y Schlacher, 2015). Las velocidades de corriente característicamente bajas dan lugar a una erosión mínima de los sedimentos

(Smith et al., 2008) pero afectan a su composición (McCave, 2017). Las aguas abisales son frías (menos de 5 °C) y de temperatura relativamente constante (Sweetman et al., 2017), y se caracterizan por una presión hidrostática extremadamente alta.

La transferencia de materia orgánica a la zona abisal se produce principalmente mediante el hundimiento de carbono orgánico particulado, que se produce en gran medida en las aguas superficiales a través de la producción primaria fotosintética y el zooplancton, el cual genera producción secundaria y subproductos (Cavan et al., 2015). Además, los vertebrados marinos muertos pueden hundirse hasta la llanura abisal en pocos días, aumentando temporalmente los alimentos disponibles a nivel local (Amon et al., 2016b). La exportación de material orgánico desde la superficie puede llegar a las profundidades abisales en pocos días, pero las tasas varían (Smith et al., 2008). La dinámica de exportación de partículas, como la exportación en verano desde las capas superiores, puede influir en gran medida en los procesos biogeoquímicos abisales (Bouef et al., 2019). Sin embargo, la remineralización a lo largo de la columna de agua da lugar a que cantidades muy pequeñas de materia orgánica lleguen al fondo marino abisal (entre el 0,5 % y el 5,0 % de la producción de la superficie, aproximadamente) (Smith et al., 2009; Smith et al., 2008; Lutz et al., 2007). La llegada de alimentos influ-

ye en las comunidades abisales y en su diversidad, abundancia, densidad y composición, mientras que importantes grupos microbianos afectan a procesos como el ciclo del carbono y el nitrógeno, y el transporte vertical de materia orgánica conforma la composición y la biogeografía de las comunidades procariotas (y eucariotas) de las profundidades marinas (Mestre et al., 2018). La escasa energía disponible da lugar a niveles generalmente bajos de abundancia, biomasa y tasas biológicas (metabolismo, crecimiento y reproducción) abisales (Smith et al., 2008; Wei et al., 2010).

La biomasa total de todas las clases de tamaño bentónico generalmente disminuye al aumentar la profundidad del agua, excepto en el caso de las bacterias y las arqueas, que son los organismos predominantes en la biomasa de la llanura abisal y zonas más profundas (Wei et al., 2010). Las estimaciones de los modelos sugieren que la biomasa procariota mundial del fondo oceánico asciende a aproximadamente 35 megatoneladas de carbono (Wei et al., 2010). Así pues, las actividades de las comunidades microbianas influyen considerablemente en el tipo y la abundancia de los nutrientes que se liberan de nuevo hacia el entorno pelágico. Los microbios también experimentan un forzamiento de arriba hacia abajo debido a las poblaciones virales (Suttle, 2005) y a la alimentación de animales de diversos tamaños (p. ej., Howell et al., 2003; Ingels et al., 2010).

Figura I.A
Número de registros del Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos (OBIS) trazados en función de la profundidad del océano

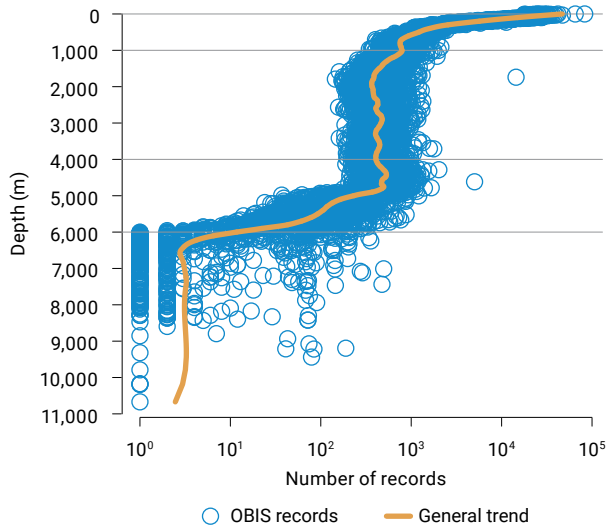
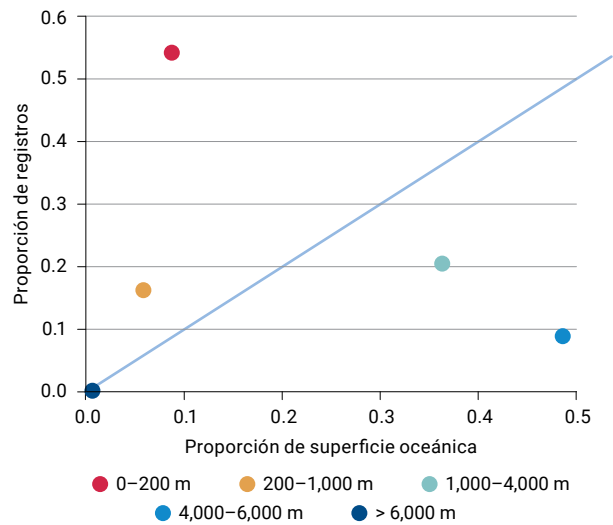


Figura I.B
Proporción de todos los registros del OBIS que corresponden a diferentes zonas de profundidad, trazados en función de la proporción del océano mundial que se encuentra a esas profundidades



Fuente: Webb et al., 2010.

Nota: La línea 1:1 determina las zonas del océano que tienen proporcionalmente más (puntos por encima de la línea) o menos (puntos por debajo de la línea) registros de los esperados dada su superficie. La representación ofrece una visión conservadora de la infrarrepresentación y la sobrerrepresentación basada en el volumen de cada hábitat.

Figura II.A
Mapa mundial del Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos sobre los registros abisales

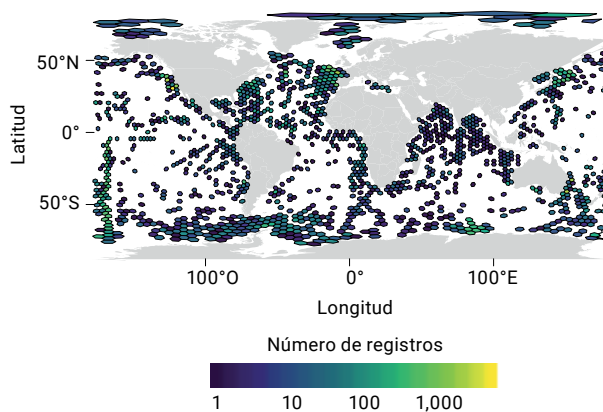
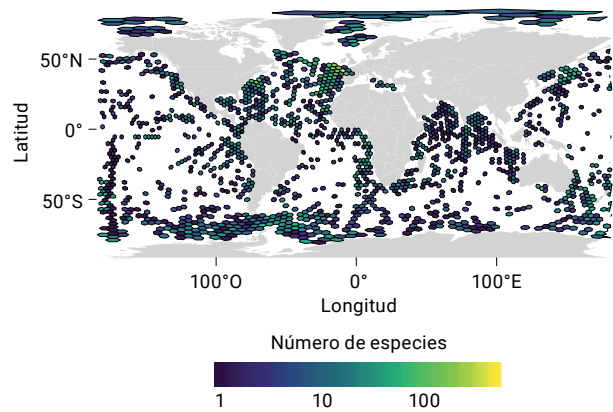


Figura II.B
Mapa mundial del Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos sobre la presencia de especies entre 3.000 y 6.000 m de profundidad



Fuente: Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos (OBIS), 16 de mayo de 2019; Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura. Obtenido de <https://obis.org>.

Notas: A: Los datos disponibles rara vez superan los 1.000 registros por cada 75.000 m² de superficie; existen lagunas, especialmente en el Pacífico, el Atlántico Sur y el océano Índico meridional. B: Presencia de especies entre 3.000 y 6.000 m de profundidad; el Océano Atlántico nororiental tiene más muestras en comparación con los demás océanos. Obsérvese la correlación entre los registros y la presencia de especies.

2.2. Zona abisopelágica

Se sabe mucho menos sobre la fauna pelágica que ocupa principalmente las profundidades entre 3 y 6 km y que vive a más de 200 m sobre el fondo marino. El Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos indica que se ha realizado un muestreo mínimo de esos ecosistemas, lo que da lugar a importantes carencias de conocimiento que afectan a más de 1.000 millones de km³ de hábitat, potencialmente la mayor reserva de diversidad desconocida de la Tierra (Robison, 2009). La zona abisal proporciona el mayor sumidero de carbono del planeta, un servicio ecosistémico fundamental de los océanos del mundo (Atwood et al., 2020). La migración vertical diaria entre las capas pelágicas de las aguas profundas puede trasladar los nutrientes disueltos que contribuyen a la producción primaria en la zona fótica (Houghton y Dabiri, 2019), junto con la circulación oceánica profunda a largo plazo.

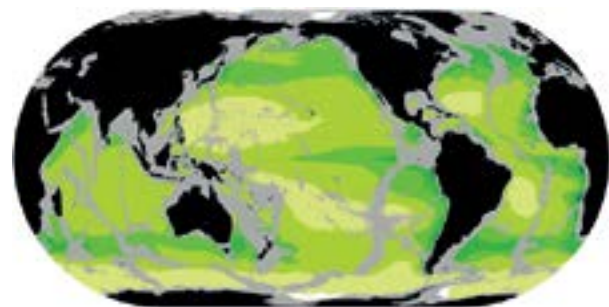
2.3. Diferencias o contrastes clave específicos de las regiones

La amplia variación a gran escala de los entornos físicos y químicos (p. ej., el flujo orgánico o el oxígeno) en la zona abisal da lugar a diferencias geográficas de la biodiversidad. La salinidad, sin embargo, cambia demasiado poco para producir tal variación. Esas diferencias geográficas también podrían dar lugar a respuestas distintas a los impactos humanos en las distintas regiones, pero faltan los datos necesarios para evaluar esa posibilidad.

Disponibilidad de carbono. Numerosos estudios sobre la disponibilidad de carbono demuestran que varios procesos contribuyen a los niveles de carbono orgánico particulado en la zona abisal y conforman así las comunidades (Carney, 2005; Smith et al., 2008; Rex y Etter, 2010; McClain et al., 2012a; McClain y Schlacher, 2015; Woolley et al., 2016). El flujo de carbono orgánico particulado hacia las profundidades varía en el tiempo y el espacio (Lutz et al., 2007; Lampitt y Antia, 1997; figura

III). Factores como la profundidad, la distancia a las aguas costeras productivas o las regiones de afloramiento pueden producir efectos locales considerables, al limitar en general el flujo de carbono orgánico particulado al fondo marino profundo. Por ejemplo, la surgencia del Pacífico ecuatorial da lugar a altos niveles de flujo de carbono orgánico particulado (2 a 6 g/m²/año) en comparación con el carbono orgánico particulado extremadamente bajo (menos de 1 g/m²/año) que se encuentra en las regiones adyacentes hacia el sur (Watling et al., 2013). Las zonas de surgencia costera intensa, combinadas con plataformas continentales estrechas, sitúan los hábitats abisales del Pacífico nororiental y el Atlántico sudoriental más cerca de aguas costeras productivas, lo que da lugar a un mayor aporte de carbono orgánico particulado (Lutz et al., 2007; Lampitt y Antia, 1997). En el Atlántico Norte también se producen flujos de carbono orgánico particulado moderadamente altos (6,6 gm²/año) debido a los pulsos de proliferación primaveral (Lampitt y Antia, 1997).

Figura III.A
Flujo de carbono orgánico particulado hacia el fondo a profundidades entre 3.500 y 6.500 m



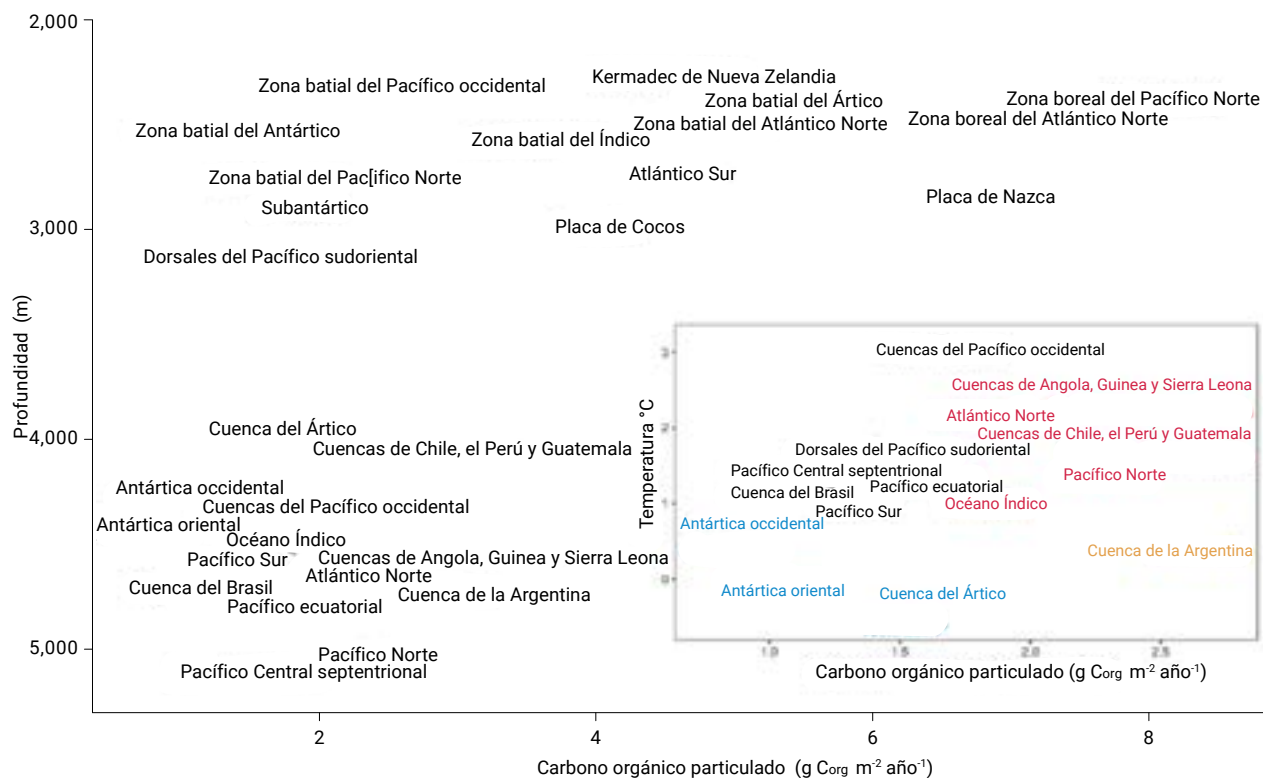
Flujo de carbono orgánico particulado hacia el fondo según Lutz
g C_{org}/m²/año

0-1 1-2 2-3 3-6 6-220

Fuente: Data from Lutz et al., 2007; Adaptado de Watling et al., 2013.

Figura III.B

Gráfico principal: gráfico de profundidad y carbono orgánico particulado que ilustra las diferencias del flujo de carbono orgánico particulado y la variabilidad del flujo entre las regiones batiales y abisales. El gráfico insertado muestra la variabilidad entre las regiones abisales (temperatura y flujo de carbono orgánico particulado (inserto))

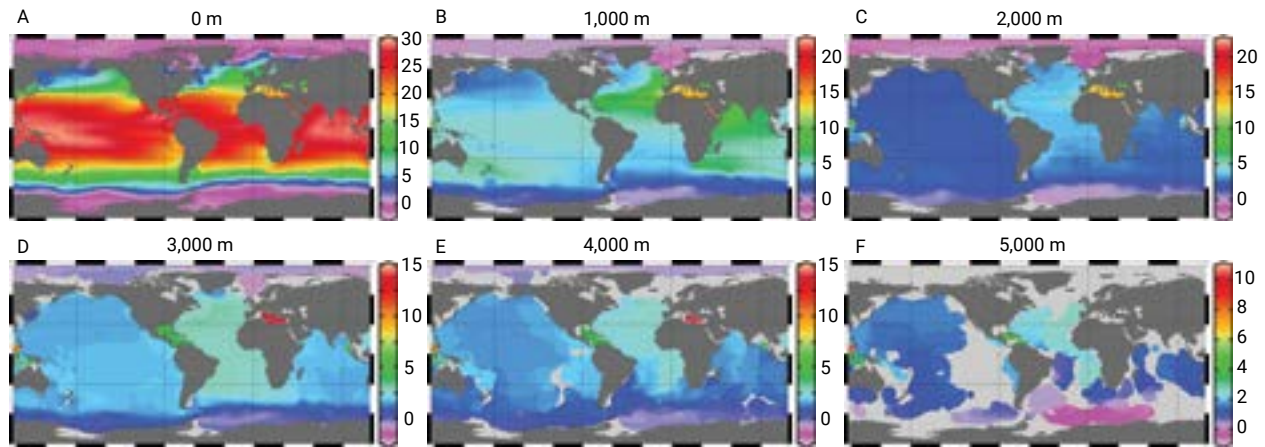


Fuente: Based on data from Watling et al., 2013

Temperatura. La temperatura a menudo muestra una relación estadísticamente significativa con la diversidad en la zona abisal (Cronin y Raymo, 1997; Hunt et al., 2005; Yasuhara y Danovaro, 2016). La temperatura también puede limitar la distribución biogeográfica de algunas especies (McClain et al., 2012b). En el Mediterráneo se encuentran temperaturas superiores a 10°C incluso en las llanuras abisales. Las temperaturas más altas de algunos otros mares marginales, como el golfo de México y el mar de Sulú, también superan las de las profundidades abisales del mar abierto. En el Pacífico se registran temperaturas abisales ligeramente más frías que en el Atlántico y las temperaturas abisales de los mares polares son sustancialmente más frías (véanse la fi-

gura IV; Yasuhara y Danovaro, 2016). Gebbie y Huybers (2019) informaron recientemente sobre la existencia de una diferencia significativa entre la circulación del Pacífico (que sigue enfriándose como resultado de la pequeña edad de hielo) y del Atlántico (que empieza a calentarse debido al reciente cambio climático). Los cambios pueden alterar las profundidades de compensación de los carbonatos (profundidad del agua a la que el suministro y la disolución de los carbonatos son iguales) dentro de las diferentes cuencas. Las diferencias regionales son el resultado de las influencias de la profundidad y de la formación del agua del fondo, de la corriente sumergente y de otros intercambios de masas de agua.

Figura IV
Distribuciones de la temperatura mundial del agua a diferentes profundidades (°C)



Fuente: Yasuhara y Danovaro, 2016. Datos del Atlas Oceánico Mundial 2009, disponibles en www.nodc.noaa.gov/OC5/WOA09/pr_woa09.html.

Notas: A. 0 m, B. 1.000 m, C. 2.000 m, D. 3.000 m, E. 4.000 m y F. 5.000 m de profundidad. El mapa se creó utilizando Ocean Data View, disponible en <http://odv.awi.de>.

Oxígeno. Las concentraciones de oxígeno disuelto afectan a la ecología y la distribución de los animales de aguas profundas (Levin, 2003; Stramma et al., 2010) y pueden determinar la presencia y ausencia de especies en regiones específicas y restringir la dispersión de las especies. El oxígeno puede variar entre 1 ml y más de 6 ml por l en la zona abisal (Watling et al., 2013). El agua de fondo bien oxigenada del Antártico que se desplaza hacia el norte aumenta las concentraciones de oxígeno disuelto en el extremo sur del océano Índico, el océano Pacífico y el océano Atlántico (3 a 4 ml/l). Asimismo, las aguas profundas del Atlántico Norte, que fluyen hacia el sur, oxigenan el Atlántico Norte (5,5 a 6,5 ml/l), lo que da lugar a algunas de las aguas abisales más oxigenadas de la Tierra, junto con las del Antártico (Watling et al., 2013).

Profundidad. La profundidad mínima a la que comienzan las llanuras abisales varía regionalmente: las llanuras abisales tanto en el golfo de México (3.000 a 3.900 m de profundidad) como en el Mediterráneo (profundidad media, 1.500 m; máxima, 5.267 m) son menos profundas que en otras regiones. La profundidad media del océano Ártico y de las cuencas de Chile, Perú y Guatemala se acerca a los 4.000 m, en contras-

te con profundidades medias más cercanas a los 5.000 m en el Pacífico septentrional y central. Ceteris paribus, una mayor profundidad reduce el flujo de carbono orgánico particulado. La profundidad, como indicador indirecto de la presión, también puede limitar las distribuciones biogeográficas (Somero, 1992; Carney, 2005). Así pues, las diferencias regionales de profundidad de las zonas abisales pueden causar cambios de la composición taxonómica e influir en la biodiversidad. No obstante, a pesar de las amplias diferencias biogeográficas entre las regiones, hay pocos datos que indiquen que la profundidad esté fuertemente correlacionada con la diversidad dentro de las llanuras abisales.

Topografía. Las características topográficas pueden obstaculizar el intercambio de individuos entre las poblaciones de aguas profundas e influir en la clasificación biogeográfica (McClain y Hardy, 2010). El Pacífico y el Atlántico solo comparten entre el 15 % y el 20 % de las especies (Vinogradova, 1997). El estrecho de Gibraltar limita la colonización del Mediterráneo, relativamente pobre en especies, por la fauna atlántica (Sardà et al., 2004). Las dorsales mesoceánicas también pueden limitar la dispersión en las llanuras abisales. La mi-

tad de las especies conocidas de bivalvos de aguas profundas están restringidas o bien al Atlántico oriental o al occidental (McClain et al., 2011), probablemente debido a la dorsal mesoatlántica.

Los investigadores reconocieron recientemente que las colinas abisales que se elevan a menos de 1.000 m del fondo del mar crean diferencias topográficas, de profundidad y de sedimentos que sustentan diferentes agregaciones taxonómicas y niveles de biomasa más altos (Yesson et al., 2011; Durden et al., 2015) que en los sedimentos abisales más planos.

Sedimento y sustrato. La composición de los tipos de sedimentos puede variar drásticamente dentro de las diferentes regiones abisales. La mayor parte del exudado de diatomeas se origina en las profundidades abisales, pero el exudado de radiolarios se produce, entre otros lugares, en el océano Antártico, el Pacífico ecuatorial y la cuenca del Perú. Las espículas de esponja constituyen un componente importante de los sedimentos de la cuenca australiano-antártica. La arcilla predomina en grandes regiones de los fondos marinos frente a América del Sur y en el océano Índico, y también en la cuenca meridional de Australia (Dutkiewicz

et al., 2015). La diversidad de los sedimentos afecta a la diversidad biológica, pero los vínculos entre el tipo de sedimento y las pautas de la biodiversidad aún no se han explorado suficientemente. En los sedimentos de la llanura abisal, los nódulos polimetálicos también pueden afectar a la biodiversidad. Las agregaciones sobre los nódulos difieren fundamentalmente tanto de las comunidades de agua marina cercanas al fondo como de las comunidades de los sedimentos (Shulse et al., 2017; Simon-Lledó et al., 2019a). El incremento de la presencia de nódulos promueve el aumento de la abundancia de megafauna y xenofóforos (Simon-Lledó et al., 2019b). En consecuencia, la mayor complejidad del hábitat generada por los nódulos polimetálicos hace crecer la diversidad en todos los niveles de la biota abisal.

Influencias fluviales. Las aportaciones de los ríos pueden influir en la zona abisal a través de: a) la aportación de carbono de tierra firme; b) la creación de una barrera de dispersión, que afecta a la biogeografía; y c) las perturbaciones que alteran los sedimentos de aguas profundas. En el cuadro 1 se muestran las descargas significativas.

Cuadro 1
Influencias fluviales

Receptor	Ríos	Megatoneladas de carbono/año
Océano Índico	Ganges y otros	30.0
Atlántico sudoriental	Congo y otros	30.0
Atlántico sudoccidental	Amazonas	37.6
Pacífico noroccidental	Yangtsé, Amarillo y Mekong	16.2
Ártico	Ríos de Siberia	12.8
Golfo de México	Misisipi	3.6
Pacífico sudoccidental	Ríos de Indonesia (con altas precipitaciones anuales)	90.0

Los sedimentos de los grandes ríos también pueden aportar cargas sustanciales de contaminantes antropógenos, cuyos efectos sobre la biodiversidad abisal no se conocen (Davies y

Moore, 1970). La afluencia de materia orgánica de los grandes ríos a los márgenes continentales, taludes y cañones submarinos se canaliza fácilmente a través de diversos procesos hacia

la zona abisal, donde puede perturbar e impulsar la biomasa del fondo marino y la diversidad de las comunidades.

Cubierta de hielo. La cubierta de hielo polar influye en la producción primaria y, por lo tanto, en el flujo de carbono orgánico particulado hacia la zona abisal. La cubierta de hielo permanente reduce o impide la producción de superficie, lo que limita la biodiversidad y la biomasa en el océano Ártico, donde la riqueza conocida de especies de poliquetos puede ser

menor que en otras cuencas de tamaño similar (Bodil et al., 2011). La ausencia de hielo en verano puede reforzar la producción de la superficie y aumentar la biodiversidad y la biomasa (Wlodarska-Kowalczyk and Pearson, 2004).

Edad geológica. Es probable que los cambios geológicos hayan afectado a la distribución de la diversidad biológica abisal al alterar la conectividad entre las regiones oceánicas, incluidas las que figuran en el cuadro 2.

Cuadro 2
Conexión entre regiones oceánicas

Conexión	Apertura	Cierre	Hace aproximadamente (en millones de años)	Fuente
Mediterráneo/océano Atlántico y océano Índico (océano Tetis)		19–14		Coles, 1990
Pasaje de Drake	30			Lawver y Gahagan, 2003; Livermore et al., 2007; Scher y Martin, 2006
Corredor marino centroamericano		3		Schmidt et al., 2007; O'Dea et al., 2016; Schmidt et al., 2016
Estrecho de Bering (Ártico/Pacífico)	4.8–7.4			Marincovich y Gladenkov, 2001; Hu et al., 2012
Estrecho de Fram (Ártico/Atlántico)	10–20			Engen et al., 2008; Ehlers y Jokat, 2013

Fuente: Yasuhara et al., 2019a.

2.4. Biogeografía abisal

En contraste con el conocimiento bien asentado de las fronteras entre los distintos conjuntos bentónicos de los márgenes continentales, sigue habiendo incertidumbre sobre la existencia de esas fronteras en la zona abisal (Carney, 2005). Los investigadores han intentado delimitar los distintos entornos biogeográficos por debajo de los 3.000 m. Algunos intentos tempranos basados en la temperatura, la topografía o las similitudes de la fauna sugirieron las divisiones del Atlántico, el Indopacífico, el Antártico y el Ártico; otros vincularon el Ártico y el Atlántico, o cuestionaron esas vinculacio-

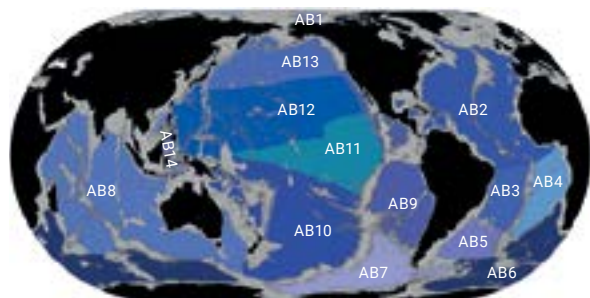
nes y separaron el océano Índico y el océano Pacífico o propusieron más subregiones (Menzies et al., 1973; Vinogradova, 1979, 1997; Carney, 1994).

En un proyecto patrocinado por la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, la Clasificación biogeográfica de las zonas de altamar y los fondos marinos del mundo, se utilizaron parámetros ambientales, entre ellos la temperatura, la salinidad, el oxígeno disuelto, el flujo de carbono, la producción primaria, la batimetría y las capas límite de placas, para delinear las provincias biogeográficas, lo que dio lugar a 14 provincias abisales (Briones et al., 2009).¹

¹ Véase Comisión Oceanográfica Intergubernamental, IOC Technical Series, No. 84 (IOC/2009/TS/84 y Corr.).

En una propuesta más reciente se revisaron las 14 provincias abisales (figura V) otorgando mayor peso a los patrones hidrográficos, el flujo de carbono orgánico particulado, el oxígeno disuelto y los efectos de las aguas frías del Antártico y las aguas más cálidas del Atlántico Norte (Watling et al., 2013).

Figura V
Regiones biogeográficas propuestas



AB1: Cuenca del Ártico	AB8: Índico
AB2: Atlántico Norte	AB9: Cuencas de Chile, el Perú y Guatemala
AB3: Cuenca del Brasil	AB 10: Pacífico Sur
AB4: Cuencas de Angola, Guinea y Sierra Leona	AB 11: Pacífico ecuatorial
AB5: Cuenca de la Argentina	AB 12: Pacífico Central septentrional
AB6: Antártida oriental	AB 13: Pacífico Norte
AB7: Antártida occidental	AB 14: Cuencas del Pacífico occidental

Fuente: Based on Watling et al., 2013.

2.5. Cambio documentado de la biodiversidad abisal

2.5.1. Datos de estudios paleoecológicos

Los registros fósiles de los núcleos de sedimentos de aguas profundas proporcionan las únicas series cronológicas de datos de más de unas pocas décadas (Yasuhara et al., 2017, 2019b) y esos registros paleoecológicos señalan claramente los efectos a largo plazo del cambio climático en la biodiversidad de las zonas abisales. La diversidad abisal muestra una correlación positiva con la temperatura del agua del fondo del mar a lo largo de entre 1.000 y 10.000 años (Cronin y Raymo, 1997; Cronin et al., 1999; Yasuhara y Cronin, 2008; Yasuhara y Danovaro, 2016). La circulación dinámica de las aguas profundas y los cambios de temperatura asociados a ella se han produ-

cido incluso en escalas cronológicas de varios decenios y siglos (Yashayaev et al., 2007; Hoffmann et al., 2018; Thornalley et al., 2018; Yasuhara et al., 2019b). Los investigadores deducen que las condiciones bióticas y ambientales de la zona abisal tienen una gran estabilidad en comparación con las de las profundidades batiales o menos profundas. En escalas de tiempo mayores, los datos fósiles muestran que la fauna actual de las profundidades marinas se estableció durante el período del Mioceno, hace aproximadamente 13 millones de años (Thomas et al., 2000; Thomas, 2007). Los gradientes de diversidad en función de la latitud en las aguas profundas establecidos durante el período del Eoceno tardío, hace aproximadamente 37 millones de años, persisten hoy en día (Thomas and Gooday, 1996).

2.5.2. Datos de los observatorios a largo plazo

Pocos programas de investigación a largo plazo han obtenido datos suficientes para sacar conclusiones sobre las diferencias entre los cambios naturales y antropógenos a largo plazo. Los que han obtenido datos suficientes indican que existe una fuerte conexión entre la producción de la superficie y las comunidades del fondo marino abisal, a menudo con un alto grado de dinamismo. Los estudios sugieren que las investigaciones puntuales o a corto plazo en la zona abisal no pueden evaluar adecuadamente los cambios de las comunidades biológicas de manera mecánica, en particular en el contexto de la administración de las aguas profundas.

Los estudios de vigilancia de la Estación M, situada frente a la costa central de California desde 1989, encontraron considerables correlaciones entre los procesos oceánicos de superficie y el suministro de carbono orgánico particulado a la zona abisal, donde las fluctuaciones afectan a la estructura y los procesos de las comunidades. Las variaciones a corto plazo en las comunidades abisales de la Estación M (Kuhnz et al., 2014) están vinculadas a la variación interanual del clima (El Niño/La Niña) (Ruhl et al., 2014), pero las consecuencias a largo plazo no se conocen bien. Los pulsos intensos y esporádicos de alimentos que caen a la zona

abisal podrían proporcionar un excedente alimenticio después de muchos años de escasez.

Observatorio Sostenido de la Llanura Abisal Porcupine. Desde 1989, las observaciones sostenidas a una profundidad de 4.850 m en el Atlántico nororiental han producido datos de alta resolución desde la superficie al fondo del mar. Se producen cambios dramáticos de las comunidades y la abundancia en respuesta a los cambios de la afluencia de materia orgánica (p. ej., Billett et al., 2001), como resultado de la estrecha correlación entre la productividad de la superficie y los flujos de exportación (Frigstad et al., 2015). Los cambios (1989 a 2005) alteran drásticamente el almacenamiento de carbono. La mayor parte de la biota abisal responde a la afluencia de alimentos, a los cambios ambientales y a las interacciones competitivas (Kalogeropoulos et al., 2010; Lampitt et al., 2010;

Gooday et al., 2010; Soto et al., 2010). Los resultados biogeoquímicos muestran que la presión parcial de CO_2 ($p\text{CO}_2$) ha disminuido con el aumento de las emisiones antropógenas de CO_2 (Hartman et al., 2015).

Observatorio de investigación ecológica a largo plazo Hausgarten. Los datos del observatorio (estrecho de Fram, Ártico, 250 a 5.500 m de profundidad, desde 1999) apuntan a un forzamiento estacional de las comunidades relacionado con el hielo marino regional y las condiciones hidrodinámicas (Soltwedel et al., 2005, 2016). Quince años de datos pelágicos y bentónicos indican que las respuestas de todo el ecosistema a los cambios de la columna de agua son rápidas. Sin embargo, sigue habiendo incertidumbre sobre si las tendencias deben atribuirse a los cambios antropógenos o a la variabilidad natural multianual.

3. Principales presiones naturales y antropógenas

3.1. Presiones naturales

Las perturbaciones naturales en forma de corrientes cercanas al fondo, resuspensión de sedimentos o asentamiento de partículas de alimentos pueden alterar drásticamente las comunidades bentónicas (Hessler y Jumars, 1974; Snelgrove y Smith, 2002). En el Atlántico, el movimiento descendente masivo de sedimentos por los taludes puede afectar al transporte de materia orgánica a las cuencas abisales adyacentes (Levin y Gooday, 2003). Procesos similares ocurren durante la densa cascada de agua desde la plataforma a través de cañones y taludes hasta las profundidades de la zona abisal, como consecuencia del aumento de la salinidad y el enfriamiento invernal (Carney, 2005; Company et al., 2008). Esas perturbaciones pueden incrementar el transporte de materia orgánica a las profundidades de la zona abisal (Canals et al., 2006; Ulses et al., 2008; Palanques et al., 2011).

De forma similar, la topografía heterogénea del fondo marino puede modificar la composición y la abundancia de las especies, así como las tasas de remineralización del carbono. Es pro-

bable que esas colinas abisales desempeñen un papel importante en las comunidades de aguas profundas del Pacífico y en el ciclo de la materia orgánica, habida cuenta de su gran número y del suministro limitado de sedimentos continentales (Smith y Demopoulos, 2003).

3.2. Presiones antropógenas

3.2.1. Cambio climático

El cambio climático afectará a los procesos y funciones físicos (p. ej., salinidad y temperatura), biogeoquímicos (nutrientes, CO_2 , oxígeno (O_2) y sedimentología) y biológicos abisales (Mora et al., 2013; Sweetman et al., 2017). Las temperaturas abisales podrían aumentar 1°C en los próximos 80 años, mientras que los hábitats abisales del fondo marino bajo las regiones de formación de aguas profundas podrían registrar reducciones de las concentraciones de oxígeno de la columna de agua de hasta 0,03 ml por l para 2100. Esos cambios podrían afectar al suministro de alimentos y el transporte de sedimentos (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2019; Cheung y Levin, 2019). Los cambios de

origen climático de la circulación oceánica y la hidrodinámica pueden afectar a la conectividad abisal al alterar la distribución de las larvas pelágicas de los organismos abisales (dado que las larvas de algunos taxones abisales no llegan a la capa superior de los océanos). Persisten las dudas sobre la forma en que esos cambios afectan a las comunidades de las profundidades oceánicas, pero los estudios decenales realizados en el Pacífico septentrional demuestran que existen vínculos importantes (Ruhl et al., 2008). Por consiguiente, en las evaluaciones de los impactos del cambio climático, así como de los impactos sinérgicos o acumulativos con otras actividades humanas, deben tenerse en cuenta las respuestas de los ecosistemas abisales (Smith et al., 2008; Levin y Le Bris, 2015; Sweetman et al., 2017).

La naturaleza de los ecosistemas abisales, que está limitada por los alimentos, sugiere que existe un alto nivel de sensibilidad de toda la biota, desde los microbios hasta la megafauna, a los cambios de la estructura y la productividad de la comunidad de fitoplancton y la cantidad y calidad del flujo de exportación (Billett et al., 2010; Ruhl et al., 2008; Ruhl y Smith, 2004; Smith et al., 2013). Es probable que el calentamiento climático aumente la estratificación de los océanos, reduzca la producción primaria, aumente la acidez y cambie la estructura predominante de la comunidad de fitoplancton, lo que causaría cambios bióticos en grandes regiones de la zona abisal, como el Pacífico ecuatorial (Levin et al., 2020; Smith et al., 2008). Las predicciones de una disminución significativa del flujo de materia orgánica hacia los fondos marinos profundos en la mayoría de los océanos (Sweetman et al., 2017) contrastan con las predicciones de una mayor producción de biomasa de la columna de agua y del fondo marino en los mares polares (Jones et al., 2014). Entre las amenazas a las que están expuestas los entornos abisopelágicos se encuentra también la profundización de las zonas de mínimo oxígeno.

3.2.2. Los plásticos y otras formas de contaminación

Hace mucho tiempo que la contaminación afecta a las profundidades abisales (Chiba et

al., 2018). Se han encontrado altos niveles de desechos plásticos, además de organismos bentónicos afectados por contaminantes orgánicos, incluso a profundidades oceánicas de más de 10.000 m (véanse los caps. 11 y 12). Hasta el momento, pocos estudios han documentado las interacciones entre la vida abisal y los desechos y otros contaminantes, pero este tema de investigación está suscitando rápidamente interés. Otro ejemplo de contaminación abisal es el vertido de desechos nucleares antes de 1983, como se describe en el capítulo 24, sección 3, de la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017b).

3.2.3. Extracción

En los últimos decenios, el interés por las reservas minerales de las profundidades abisales ha aumentado considerablemente. La futura extracción de minerales del fondo marino, en forma de nódulos polimetálicos, costras ricas en cobalto y sulfuros polimetálicos, plantea una considerable amenaza potencial para las comunidades abisopelágicas y bentónicas, directa e indirectamente (Christiansen et al., 2020). En el capítulo 18 de la presente Evaluación se examinan los aspectos ambientales, sociales y económicos de la explotación minera de los fondos marinos.

3.2.4. Presiones antropógenas sobre la biodiversidad abisopelágica

Aunque actualmente son poco frecuentes, las actividades de bioprospección y de extracción de petróleo en las llanuras abisales plantean amenazas adicionales para la salud de los hábitats abisopelágicos y bentónicos. La pesca comercial y la piscicultura en alta mar podrían constituir una amenaza para la diversidad abisal si su ordenación a nivel nacional e internacional fuera inadecuada. La ordenación deficiente de ambas actividades podría reducir las poblaciones de presas, afectar a la afluencia descendente de alimentos y socavar la diversidad biológica, incluidos los recursos específicos y no específicos. Aunque actualmente son poco frecuentes, las actividades de bioprospección y de extracción de petróleo en las llanuras abisales plantean amenazas adicionales para el entorno abisopelágico.

4. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano

A pesar de que aparentemente se trata de lugares remotos e inhóspitos, las profundidades oceánicas desempeñan un papel crucial en el bienestar social y económico de los seres hu-

manos a través de sus funciones y servicios ecosistémicos a escala regional y mundial (Armstrong et al., 2012; Thurber et al., 2014; Vanden Hove and Moreau, 2007; cuadro 3 y 4).

Cuadro 3

Susceptibilidad del fondo marino abisal y la zona abisopelágica a las fuerzas motrices y presiones ambientales afectadas por el cambio climático

	Impactos en el fondo marino abisal	Impactos abisopelágicos
Cambios de las pautas de temperatura, acidez, salinidad y oxígeno	Medianos a altos	Bajos
Cambios del nivel del mar	Bajos (por influencia terrestre)	Bajos (por influencia terrestre)
Cambios de la gravedad de las tormentas y la intensidad de los eventos extremos	Bajos	Bajos
Cambios de la radiación ultravioleta	Bajos, indirectos a través del acoplamiento bentopelágico	Bajos, indirectos a través del acoplamiento bentopelágico
Cambios de los aspectos físicos y químicos de los océanos	Bajos	Bajos
Entrada de alimentos	Medianos a altos	Medianos a altos

4.1. Impactos en los servicios ecosistémicos abisales

En comparación con otros hábitats de aguas profundas, las llanuras abisales proporcionan servicios ecosistémicos de alcance limitado, pero importantes en cuanto a su magnitud y alcance. Pocos servicios abisales, como los recursos minerales, podrían beneficiar directamente a los seres humanos, mientras que la mayoría de los entornos abisales sostienen los procesos que impulsan el funcionamiento del ecosistema mundial y de los fondos marinos y el sistema climático de la Tierra a escalas tan vastas que influyen en todo el sistema de la Tierra.

La “bomba biológica” proporciona el servicio ecosistémico de regulación y apoyo más importante de la zona abisopelágica al acelerar la transferencia de carbono, nutrientes y otros compuestos de las aguas superficiales al mar profundo. Los cambios de la fauna, los vínculos tróficos y la composición de las comunidades, o las alteraciones físicas de las masas de agua (p. ej., la estratificación, el calentamiento, la desoxigenación y la acidificación), pueden

perturbar los procesos biológicos asociados, con los consiguientes impactos abisales por medio del acoplamiento bentopelágico. El estrés impuesto por el bajo nivel de oxígeno, la acidificación o la temperatura elevada puede reducir la resistencia de las especies y los ecosistemas mediante cambios de la tolerancia de los organismos (Pörtner, 2010; Pörtner y Farrell, 2008), lo que retrasaría la recuperación tras las perturbaciones causadas por actividades humanas, como la explotación minera en los fondos marinos. Los efectos del cambio climático podrían exacerbar los impactos antropógenos y poner en peligro la estructura y la función de los ecosistemas de los fondos marinos y, en última instancia, sus beneficios para el bienestar humano (Mora et al., 2013).

Cuadro 4
Amenazas y presiones para los servicios ecosistémicos abisales y su importancia en la zona abisal

	Abyssal plain threats	Abyssopelagic zone threats
	Amenazas para la llanura abisal	Amenazas para la zona abisopelágica
Servicios de abastecimiento		
Pesca	Actualmente ninguna	Actualmente ninguna
Petróleo y gas	Actualmente algunas; también un impacto indirecto a través de la dispersión desde la plataforma y la actividad batial	Actualmente ninguna, pero sí un impacto indirecto a través de la dispersión desde la plataforma y la actividad batial
Reservas de metano y potencial de extracción de hidratos de gas	Golfo de México, posiblemente otras zonas	No se aplica
Generación de hidrógeno y almacenamiento en el subsuelo marino para la futura captura y eliminación de carbono	Actualmente desconocidas	No se aplica
Minería (sedimentos ricos en metales, nódulos polimetálicos, metales de tierras raras y sulfuros masivos)	Moderadas a importantes en el futuro (potenciales)	Moderadas a importantes en el futuro (potenciales), a través de los residuos de la minería y la descarga de agua de procesamiento
Eliminación de desechos	Importantes (generalizada)	Moderadas a importantes (en la actualidad)
Bioprospección	Existentes, potencialmente importantes	Alto potencial, desconocidas
Actividades y uso de carácter militar	Desconocidas	Desconocidas
Otro suministro de energía	Actualmente ninguna	Actualmente ninguna
Servicios de apoyo		
Hábitat	Bajas a moderadas, e importantes en el futuro	Bajas a moderadas, e importantes en el futuro
Ciclo de nutrientes	Moderadas	Moderadas
Circulación e intercambio de agua	Moderadas	Moderadas
Producción primaria quimiosintética	Moderadas	Moderadas
Resiliencia	Importantes	Importantes
Servicios de regulación		
Regulación del gas y el clima	Moderadas	Moderadas
Absorción y desintoxicación de desechos	Moderadas	Moderadas
Regulación biológica	Moderadas	Moderadas
Ciclo de nutrientes	Moderadas	Moderadas
Servicios culturales		

Conocimiento científico	Moderadas	Moderadas
Valor educativo	Moderadas	Moderadas
Beneficios económicos	Potencialmente importantes	Potencialmente importantes
Estético, inspirador, ético, indígena	Importantes	Importantes
Registro climático en los sedimentos de aguas profundas	Moderadas	No se aplica

5. Perspectivas

Siguen existiendo muchas incógnitas en relación con los ecosistemas abisales, pero las investigaciones relacionadas han aumentado considerablemente en el último decenio y se prevé que aumenten, en particular dado el creciente interés por la extracción de minerales de aguas profundas. El Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible (2021-2030) también abarca planes para realizar más investigaciones de aguas profundas.

La posible explotación minera de los fondos marinos destinada al aprovechamiento de los nódulos polimetálicos plantea un riesgo para los ecosistemas abisales. Sin embargo, los datos reunidos durante las actividades de exploración actuales podrían incrementar los conocimientos sobre las aguas profundas en varias regiones durante los próximos 10 años. Los investigadores se lamentan con frecuencia de la falta sustancial de datos sobre la biodiversidad taxonómica de la mayoría de la fauna abisal. Se está trabajando para reunir esos datos, pero se necesitarán muchos más recursos y tiempo (Glover et al., 2018).

Los estudios demuestran la sensibilidad de la zona abisal al cambio climático. A pesar de las dificultades para predecir con precisión los efectos del cambio climático en los próximos 10 a 20 años, cabe esperar un aumento de las temperaturas, una disminución de las concentraciones de oxígeno, una disminución del horizonte de saturación de aragonito y cambios en el acoplamiento bentopelágico (Rogers, 2015; Sweetman et al., 2017). Teniendo en cuenta las lentas tasas de crecimiento de los organismos

y el hecho de que están bien adaptados a las condiciones abisales de frío, alta presión, estabilidad y pobreza alimentaria, los impactos de los cambios previstos en las comunidades abisales serán probablemente más graves que los de profundidades menores. Las predicciones de disminuciones significativas del flujo de material orgánico hacia el fondo marino profundo en la mayoría de los océanos pueden ser especialmente problemáticas para las zonas abisales. Las investigaciones que se realicen en adelante mejorarán el conocimiento de la biodiversidad abisal y aumentarán nuestra comprensión de cómo el cambio climático y las actividades humanas afectarán a los ecosistemas abisales.

A nivel mundial, la protección de los ambientes abisales puede aumentar. La clasificación de zonas de importancia ecológica o biológica del Convenio sobre la Diversidad Biológica (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2008) abarca esos entornos y se están realizando nuevos esfuerzos por medio de los planes de gestión ambiental regionales de la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos en relación con la explotación minera de los fondos marinos, así como las novedades legislativas necesarias para gestionar la biodiversidad fuera de la jurisdicción nacional.

6. Principales carencias que persisten en materia de conocimientos

A pesar de los recientes avances en el conocimiento de los ecosistemas abisales, persisten muchas carencias en la comprensión de la diversidad biológica, la evolución, la biogeografía y las distribuciones, la conectividad y las respuestas a las condiciones cambiantes y los impactos antropógenos de la zona abisal.

El deficiente estado actual de los conocimientos sobre la taxonomía, la historia natural y la biodiversidad de la fauna de las llanuras abisales limita la vigilancia del impacto ambiental y pone de manifiesto la necesidad de realizar estudios de referencia que proporcionen listas y números de especies. Dado que más del 95 % de las especies de las zonas de extracción previstas no están descritas, los protocolos de vigilancia actuales son inadecuados. A pesar de los esfuerzos en curso para elaborar los catálogos necesarios de fauna y conocimientos taxonómicos (Glover et al., 2016b; Dahlgren et al., 2016; Wiklund et al., 2017), se requieren recursos sostenidos para que la vigilancia futura sea eficiente.

Muy pocos estudios han examinado los hábitats abisales de fondo duro y, aunque existe alguna información sobre la megafauna, casi no se dispone de información sobre los microbios, los protistas, la meiofauna o la macrofauna asociados.

En vastas áreas del fondo marino abisal no se ha realizado ningún muestreo. Los registros de bases de datos internacionales (p. ej., el Sistema de Información sobre la Diversidad Biológica de los Océanos) sugieren que la falta de muestreo es particularmente grave en el Pacífico meridional, así como en las profundidades del Índico y del golfo de Bengala.

Los conocimientos sobre las zonas de distribución geográfica de las especies, las pautas de conectividad o la resiliencia de las agregaciones a los factores de estrés climático o a las perturbaciones humanas directas en la zona abisal son limitados. La gestión eficaz de las actividades humanas para mantener la diversidad biológica de las aguas profundas depende de esa información. Además, las carencias de la descripción de las contribuciones abisales a los bienes y servicios ecosistémicos limitan la disponibilidad de instrumentos apropiados para valorar adecuadamente los beneficios para los seres humanos (Jobstvogt et al., 2014a, 2014b; Thurber et al., 2014).

La falta de documentación sobre la gestión de los impactos humanos en un espacio tan vasto y dinámico, que en su mayor parte se encuentra fuera de las jurisdicciones nacionales, y otras esferas conexas puede ser la carencia de conocimientos más importante.

Bibliografía

- Amon, Diva J., et al. (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.
- _____ (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>.
- _____ (2017a). Megafauna of the UKSRL exploration contract area and eastern Clarion-Clipperton Zone in the Pacific Ocean: Annelida, Arthropoda, Bryozoa, Chordata, Ctenophora, Mollusca. Eds. Jeffrey C. Drazen et al.. *Biodiversity Data Journal*, vol. 5, e14598. <https://doi.org/10.3897/BDJ.5.e14598>.
- _____ (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (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.
- _____ (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., et al. (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, et al. (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, et al. (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, et al. (2009). Global open oceans and deep seabed (GOODS) biogeographic classification. IOC Technical Series No. 84, UNESCO-IOC.
- Canals, Miquel, et al. (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., et al. (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., et al. (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 Pesca*. FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper 638. Roma.
- Chiba, S., et al. (2018). Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, vol. 96, pp. 204–212.
- Christiansen, B., et al. (2020). Potential effects of deep seabed mining on pelagic and benthopelagic biota. *Marine Policy*, vol. 114, 103442.
- Christodoulou, Magdalini, et al. (2019). Dark Ophiuroid Biodiversity in a Prospective Abyssal Mine Field. *Current Biology*.
- Coles, Graham (1990). A comparison of the evolution, diversity and composition of the Cainozoic Ostracoda in the deep water North Atlantic and shallow water environments of North America and Europa. In *Ostracoda and Global Events*, pp. 71–86. Springer.
- Company, Joan B., et al. (2008). Climate influence on deep sea populations. *PLoS One*, vol. 3, No. 1, pp. 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0001431>.
- Convenio sobre la Diversidad Biológica (CBD) (2008). *Conference of the Parties to the Convenio sobre la Diversidad Biológica, Decision IX/20. Marine and Coastal Biodiversity. PNUMA/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.*

- 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., et al. (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., et al. (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., et al. (2015). Abyssal hills – hidden Fuente of increased habitat heterogeneity, benthic megafaunal biomass and diversity in the deep sea. *Progress in Oceanography*, vol. 137, pp. 209–218.
- Dutkiewicz, Adriana, et al. (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, et al. (2008). Opening of the Fram Strait gateway: A review of plate tectonic constraints. *Tectonophysics*, vol. 450, Nos. 1–4, pp. 51–69.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2019). *Deep-Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Pesca*. Pesca and Acuicultura Technical Paper 638. Roma.
- Frigstad, H., et al. (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., et al. (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.
- _____ (2016a). Abyssal fauna of the UK-1 polymetallic nodule exploration claim, Clarion-Clipperton Zone, central Pacific Ocean: Echinodermata. *Biodiversity Data Journal*, No. 4.
- _____ (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.
- _____ (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., et al. (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., et al. (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.
- 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., et al. (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., et al. (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, et al. (2012). The Pacific-Atlantic seesaw and the Bering Strait. *Geophysical Research Letters*, vol. 39, No. 3.
- Hunt, Gene, et al. (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, et al. (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, et al. (2014a). How can we identify and communicate the ecological value of deep-sea ecosystem services? *PloS One*, vol. 9, No. 7, e100646.
- _____ (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., et al. (2014). Global reductions in seafloor biomass in response to climate change. *Global Change Biology*, vol. 20, No. 6, pp. 1861–1872.
- Kalogeropoulou, V., et al. (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., et al. (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., et al. (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., et al. (2020). Cambio climático considerations are fundamental to management of deep-sea resource extraction. *Global Change Biology*. <https://doi.org/10.1111/gcb.15223>.
- Livermore, Roy, et al. (2007). Drake Passage and Cenozoic climate: An open and shut case? *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 8, No. 1.
- Lutz, Michael J., et al. (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, et al. (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., et al. (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., et al. (2012a). Energetics of life on the deep seafloor. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 109, No. 38, pp. 15366–15371.
- _____ (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, et al. (1973). Abyssal environment and ecology of the world oceans.
- Mestre, Mireia, et al. (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, et al. (2013). Biotic and human vulnerability to projected changes in ocean biogeochemistry over the 21st century. *PLoS Biology*, vol. 11, No. 10, e1001682.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 1: Introducción – Planet, oceans and life. In *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). Capítulo 24: Eliminación de desechos sólidos. In *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017c). Capítulo 36F: Open ocean deep sea. In *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017d). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- O’Dea, Aaron, et al. (2016). Formation of the Isthmus of Panama. *Science Advances*, vol. 2, No. 8, e1600883.
- O’Hara, Timothy D., et al. (2019). Contrasting processes drive ophiuroid phylodiversity across shallow and deep seafloors. *Nature*, vol. 565, No. 7741, p. 636.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2019). *Deep-Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Pesca*. Pesca and Acuicultura Technical Paper 638. Roma.
- Palanques, Albert, et al. (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., et al. (2014). Links between deep-sea respiration and community dynamics. *Ecology*, vol. 95, No. 6, pp. 1651–1662.
- Ruhl, Henry A., et al. (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, et al. (2004). An Introducción 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., et al. (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.
- _____ (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., et al. (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.
- Simon-Lledó, Erik, et al. (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>.
- _____ (2019b). Megafaunal variation in the abyssal landscape of the Clarion Clipperton Zone. *Progress in Oceanography*, vol. 170, pp. 119–133.
- Smith, Craig R., et al. (2008). Abyssal food limitation, ecosystem structure and climate change. *Tendencias 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., et al. (2009). Climate, carbon cycling, and deep-ocean ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 106, No. 46, pp. 19211–19218.
- _____ (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, et al. (2005). HAUSGARTEN: multidisciplinary investigations at a deep-sea, long-term observatory in the Arctic Ocean. *Oceanography*, vol. 18, No. 3.
- _____ (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., et al. (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, et al. (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., et al. (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, art. 4.
- Taboada, Sergi, et al. (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*, eds. Simonetta Monechi, et al.. 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, et al. (2000). Deep-sea environments on a warm earth: latest Paleocene-early Eocene.
- Thornalley, David J.R., et al. (2018). Anomalously weak Labrador Sea convection and Atlantic overturning during the past 150 years. *Nature*, vol. 556, No. 7700, p. 227.
- Thurber, Andrew R., et al. (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 14, pp. 3941–3963.
- Ulses, C., et al. (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>.
- Van den Hove, Sybille, and Vincent Moreau (2007). *Deep-Sea Biodiversity and Ecosystems: A Scoping Report on Their Socio-Economy, Management and Governanace*. PNUMA Regional Seas Reports and Studies No. 184. PNUMA/Earthprint.
- Vanreusel, Ann, et al. (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, et al. (2013). A proposed biogeography of the deep ocean floor. *Progress in Oceanography*, vol. 111, pp. 91–112.
- Webb, Thomas J., et al. (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, et al. (2010). Global patterns and predictions of seafloor biomass using random forests. *PLoS One*, vol. 5, No. 12, e15323.
- Wiklund, Helena, et al. (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>.
- _____ (2019). Abyssal fauna of polymetallic nodule exploration areas, eastern Clarion-Clipperton Zone, central Pacific Ocean: Annelida: Capitellidae, Opheliidae, Scalibregmatidae, and Traviisiidae. *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., et al. (2016). Deep-sea diversity patterns are shaped by energy availability. *Nature*, vol. 533, No. 7603, p. 393.
- Yashayaev, Igor, et al. (2007). Spreading of the Labrador Sea Water to the Irminger and Islandia basins. *Geophysical Research Letters*, vol. 34, No. 10.
- _____ (2017). Combining marine macroecology and palaeoecology in understanding biodiversity: microfossils as a model. *Biological Reviews*, vol. 92, No. 1, pp. 199–215.
- _____ (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>.
- _____ (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>.
- _____ (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 Roberto Danovaro (2016). Temperature impacts on deep-sea biodiversity. *Biological Reviews*, vol. 91, No. 2, pp. 275–287.
- 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.
- Yesson, Chris, et al. (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.

Capítulo 7N

Mar abierto

Contribuidores: Peter Croot (coordinador), Osman Keh Kamara, Joseph Montoya, Tracy T. Sutton y Michael Vecchione.

Ideas clave

- El calentamiento global ya está afectando al mar abierto y es probable que en el futuro las olas de calor marinas sean cada vez más frecuentes e intensas.
- Las alteraciones provocadas por el cambio climático en la bomba biológica del mar abierto afectarán a la capacidad del océano para absorber el carbono antropógeno.
- La desoxigenación del mar abierto ya está comprimiendo el hábitat de algunas especies pelágicas y alterando su distribución vertical y horizontal en el océano.
- La creciente afluencia de basura plástica desde tierra firme está afectando a los ecosistemas del mar abierto.
- Existen graves lagunas de conocimientos sobre los entornos pelágicos profundos (por ejemplo, mesopelágicos y batipelágicos), ya que apenas se han tomado muestras de ellos ni se conocen bien.

1. Introducción

1.1. Alcance del tema

En el capítulo 36F de la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017a) se examinaban los ecosistemas de mar abierto (zona pelágica) y de alta mar (zona bentónica) desde la plataforma continental en dirección al mar (200 m de profundidad). En esta Evaluación actualizada, los ecosistemas bentónicos se tratan aparte, por lo que en el presente capítulo solo se aborda el reino pelágico en toda la columna de agua.

Como se afirmaba en la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017b), el mar abierto proporciona bienes y servicios esenciales del ecosistema marino, a pesar de ser relativamente inaccesible. Además, los recursos minerales, energéticos y biológicos de las zonas pelágicas tienen un gran potencial, aunque su conservación se complica por la falta de estudios espaciales y temporales, ya que apenas se conoce su biodiversidad y función ecosistémica.

1.2. El reino pelágico

Los principales factores físicos que estructuran los ecosistemas pelágicos son la profundidad y la presión, la luz, la temperatura, los aportes de nutrientes (por ejemplo, nitrógeno o hierro), el oxígeno disuelto y las corrientes. La zona superficial del mar abierto o zona epipelágica (hasta los 200 m) es aquella en que

penetra suficiente luz solar para que pueda haber producción primaria. Debajo de ella se encuentra la zona mesopelágica o “crepuscular”, comprendida generalmente entre el fondo de la zona epipelágica y aproximadamente los 1.000 m, que es la máxima profundidad a la que penetra la luz solar y constituye el límite inferior de la termoclina permanente. La zona mesopelágica es importante para la migración vertical activa y la degradación microbiana de la materia orgánica procedente de la superficie, dos elementos clave de la bomba biológica (Robinson et al., 2010). Cada vez es más evidente que la migración vertical diaria de los organismos de las profundidades marinas desde la zona mesopelágica hacia la epipelágica y viceversa impulsa el flujo de carbono, puesto que se han revisado al alza las estimaciones de la biomasa del necton mesopelágico (Irigoien et al., 2014).

El mayor ecosistema del planeta es el dominio batipelágico, una zona oscura y fría (de 0 °C a 5 °C) situada a una profundidad de entre 1.000 m y 4.000 m que constituye casi el 75 % del volumen de los océanos (Costello et al., 2010). Las profundidades pelágicas apenas se han observado ni muestreado debido a una combinación de factores: a) el acceso limitado a las plataformas de muestreo en mar abierto para obtener muestras de aguas profundas, b) el gran volumen oceánico que abarcan y c) la gran dispersión de sus poblaciones. Aunque ya

hay mejores datos de los ecosistemas mesopelágicos, todavía se sabe muy poco sobre los organismos de las zonas más profundas, a saber: la batipelágica, la abisopelágica (de 4.000 m a 6.000 m) y la hadopelágica (a partir de los 6.000 m). Los primeros resultados obtenidos indican que la diversidad general de especies podría ser menor que en otros ecosistemas, aunque, según nuevos estudios, existe una gran diversidad microbiana en las profundidades marinas. Además, se ha descubierto que también hay conectividad lateral entre las zonas profundas del mar abierto, no solo en la zona mesopelágica y la superficie (Sutton, 2013).

La abundancia y el número de especies de zooplancton en las profundidades marinas se debe en gran medida a los crustáceos (por ejemplo, copépodos, anfípodos y ostrácodos), aunque también son muy importantes los animales gelatinosos, como los sálpidos, las medusas y las colonias de sifonóforos. Existen además organismos de mayor tamaño, como numerosas especies de peces, tiburones, crustáceos (por ejemplo, camarones o kril) y cefalópodos (por ejemplo, calamares). La biomasa de los peces mesopelágicos calculada a partir de mediciones acústicas es muy superior a las estimaciones hechas hasta ahora: probablemente representan entre 10.000 y 15.000 millones de toneladas aproximadamente y hasta el 10 % de la productividad primaria procede de su respiración (Irigoien et al., 2014). Es muy probable que los peces de las profundidades pelágicas constituyan la inmensa mayoría de la biomasa de los peces del planeta (Sutton, 2013) y además se trata de especies que son presas importantes para los mamíferos (cetáceos dentados y focas), los atunes, las aves marinas y los peces demersales.

1.3. Pressures on the pelagic realm

The open ocean is affected by multiple enEl mar abierto se ve afectado por múltiples factores de estrés ambiental, sobre todo el calentamiento, la acidificación y la desoxigenación de los océanos. Es probable que esos factores contribuyan a modificar la distribución latitudi-

nal y vertical de las poblaciones de peces de mar abierto y de aguas profundas (Brander, 2010), mientras que la desoxigenación puede comprimir el hábitat de los organismos aeróbicos (Stramma et al., 2012) y ampliar al mismo tiempo el volumen de agua que sustenta los procesos anaeróbicos. Los cambios en las cascadas tróficas de abajo arriba o de arriba abajo probablemente tengan efectos complejos e indirectos en los servicios ecosistémicos de mar abierto, en particular la bomba biológica de carbono, aunque el impacto general no está claro, ya que se sabe muy poco sobre la diversidad, la función y los procesos de los microbios en las profundidades marinas.

1.4. Carencias en materia de conocimientos detectadas en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

Según la primera Evaluación, faltaba información clave sobre los ecosistemas pelágicos, ya que solo había datos de algunas zonas geográficas y de una pequeña parte de la biodiversidad general. Tampoco se disponía de suficiente información sobre la estructura y los procesos de los ecosistemas para evaluar la posible utilidad de las medidas de conservación y ordenación que se habían adoptado para los ecosistemas marinos de la plataforma continental y las costas.

1.5. Avances científicos registrados desde la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

Los océanos, incluido el mar abierto, fueron objeto de un reciente informe especial del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), 2019). Ha sido un avance fundamental reconocer que el cambio climático crea múltiples tensiones en el mar abierto, por lo que serán necesarias nuevas herramientas para analizar los efectos de cada factor en el ecosistema y las interacciones sinérgicas entre factores, ya

que pueden darse respuestas muy poco lineales (Boyd et al., 2015).

El uso de un instrumento de detección y localización por ondas luminosas montado en un satélite ha permitido inferir desde el espacio las migraciones verticales diarias (Behrenfeld et al., 2019) y entender mejor ese proceso de gran importancia biogeoquímica. Gracias al programa internacional GEOTRACES, se conoce mucho mejor la distribución de los microelementos y sus isótopos en todas las cuencas oceánicas del mundo (Schlitzer et al., 2018). También se han ampliado los conocimientos físicos y biogeoquímicos del mar abierto tanto en el espacio como en el tiempo, mediante un mayor uso de las sondas Argo (Roemmich et al., 2019) y los planeadores submarinos (Rudnick, 2016). Con esos datos y las series de estudios hidrográficos del Programa Mundial de Investigaciones Hidrográficas Marinas a Bordo de Buques (GO-SHIP) (Sloyan et al., 2019) se han obtenido nuevos conocimientos sobre la función de la bomba biológica y se ha descubierto que la bomba de inyección de partículas

(Boyd et al., 2019) actúa junto con la bomba biológica tradicional de gravitación.

Los grandes avances conseguidos por las ciencias ómicas en el último decenio se han aplicado rápidamente a los estudios en mar abierto, lo que ha permitido realizar casi en tiempo real la secuenciación en el mar de la comunidad microbiana (Bennke et al., 2016) y utilizar el ADN ambiental para detectar tiburones blancos en mar abierto (Truelove et al., 2019) o, junto con vehículos submarinos autónomos, para examinar la biodiversidad (Yamahara et al., 2019). Cada vez es más frecuente el uso de etiquetas inteligentes y sensores adheridos a organismos (Harcourt et al., 2019), sensores acústicos pasivos (Delory et al., 2014) y novedosos instrumentos de visualización de partículas marinas (Lombard et al., 2019), que proporcionan nuevos datos sobre la biodiversidad y la función de los ecosistemas de mar abierto. En particular, la evolución de los conocimientos de la zona mesopelágica ha permitido establecer provincias biogeográficas y biogeoquímicas mundiales (Reygondeau et al., 2018).

2. Cambios ambientales ocurridos en el mar abierto desde 2010

2.1. Cambios de la situación general, incluido el estado físico o biológico

2.1.1. Calentamiento de los océanos, olas de calor marinas y pautas eólicas

Es un hecho probado que el océano se ha ido calentando en las últimas décadas (Cheng et al., 2019) y, aunque su superficie ha absorbido la mayor parte del exceso de calor, también se observan indicios de calentamiento en la zona intermedia y profunda (Cheng et al., 2017). Aunque la predicción es que al calentarse la superficie aumentará la estratificación de las aguas cercanas a ella, en trabajos recientes se ha observado que la subida la temperatura de la superficie del mar en las latitudes medias no está provocando ni la estratificación ni el asombramiento de la capa de mezcla (Somavilla et

al., 2017), sino que la profundidad de esa capa en invierno aumenta debido a cambios en el bombeo de Ekman (Somavilla et al., 2017).

La subida de las temperaturas mundiales en los últimos años ha hecho que las olas de calor marinas (Hobday et al., 2016) sean cada vez más largas y frecuentes (Oliver et al., 2018) y los modelos indican que es muy probable que sigan incrementándose por el calentamiento global (Frölicher et al., 2018). En las zonas tropicales del océano Pacífico y el océano Índico, las olas de calor se deben al fenómeno de El Niño-Oscilación Austral y a las consiguientes teleconexiones (Holbrook et al., 2019), mientras que en latitudes más altas obedecen a cambios en las corrientes marinas cálidas, la actividad de los remolinos en mesoescala y la dinámica atmósfera-océano (Rodrigues et al., 2019). El calentamiento global ha debilitado en

los últimos años la circulación termohalina, lo que influye de manera cada vez más acusada en la temperatura y el clima de los países ribereños del Atlántico y la zona ecuatorial de todo el globo, así como en los servicios ecosistémicos (Rahmstorf et al., 2015).

En los últimos 30 años han cambiado también las pautas eólicas en mar abierto, con un ligero incremento de la velocidad media del viento y la altura de las olas y aumentos más marcados en condiciones extremas (velocidad del viento o altura de las olas por encima del percentil 90) (Young y Ribal, 2019). Según observaciones satelitales realizadas entre 1995 y 2018, el mayor aumento de la velocidad del viento y la altura de las olas se registró en el océano Antártico.

2.1.2. Acidificación de los océanos

Según las estimaciones más recientes de la absorción de carbono antropógeno en mar abierto (1994-2007), esta va en aumento, pero con importantes desviaciones regionales: por ejemplo, fue más lenta de lo previsto en el Atlántico Norte, pero más rápida en el Atlántico Sur (Gruber et al., 2019). Los estudios de series cronológicas del mar abierto, con datos reunidos mediante sensores autónomos del carbono marino (por ejemplo, el pH y la presión parcial de CO_2 en el agua de mar (pCO_2)), que se remontan a casi 20 años en algunos lugares, revelan tendencias claras en el pH (en descenso) y la pCO_2 (en aumento) (Sutton et al., 2019).

2.1.3. Desoxigenación de los océanos

Está previsto que, con el calentamiento global, el mar abierto pierda más oxígeno mediante una compleja serie de procesos biogeoquímicos y físicos (Levin, 2018). Actualmente se puede medir el oxígeno disuelto a niveles nanomolares, lo que hace sospechar que se estaba subestimando la existencia de regiones anóxicas (sin oxígeno) en mar abierto (Tiano et al., 2014). Todavía no se conocen bien los efectos del cambio climático en la respiración, sobre todo en lo que respecta a los microbios (Robinson, 2019), cuya compleja retroalimentación puede dar lugar a que se redistribuyan en el océano las especies de bacterias y arqueas

(Beman y Carolan, 2013), ya que los organismos van ocupando nichos específicos dentro de las diferentes zonas de redox (Bertagnolli y Stewart, 2018). A pesar de que toleran la hipoxia, algunos organismos del zooplancton de mar abierto ya rozan sus límites fisiológicos y, de continuar la desoxigenación, podrían producirse cambios imprevistos en la estructura y la función ecosistémicas de la zona mesopelágica (Wishner et al., 2018).

2.1.4. Impactos humanos: áreas silvestres restantes y aumento de la contaminación plástica

Las actividades humanas tienen efectos muy acusados en los océanos (Jones et al., 2018) y la mayoría de las áreas silvestres que todavía quedan se encuentran fuera de las zonas económicas exclusivas, es decir, las situadas fuera de la jurisdicción nacional. Pese a la distancia que lo separa de tierra firme, la presencia de basura plástica en el mar abierto es cada vez más abundante y extensa (Van Sebille et al., 2015). Los giros oceánicos están creando zonas donde se acumulan desechos plásticos en mar abierto, las llamadas islas de basura (Lebreton et al., 2018) y se teme que en el futuro la afluencia de microplásticos sea mucho mayor (Lebreton and Andrady, 2019).

2.2. Factores relacionados con los cambios

2.2.1. Calentamiento de los océanos y cambios en la bomba de carbono oceánico

Se estima que, entre 1930 y 2010, el calentamiento del mar abierto redujo la producción pesquera hasta un 4,1 %, según los modelos de pronóstico retrospectivo (Free et al., 2019); de hecho, el calentamiento de los océanos podría tener un impacto mayor que la acidificación en las poblaciones de peces circumpolares de todo el mundo (Watson et al., 2018). En líneas generales, es probable que el mar abierto sea más vulnerable que la tierra firme al estrés térmico (Pinsky et al., 2019), lo que aumentaría su sensibilidad al calentamiento y a la rapidez

de la colonización y, por ende, a la renovación de las especies. El calentamiento ya ha contribuido a que se desplace hacia los polos la distribución de algunas especies (Pinsky et al., 2020), incluidas las que se comercializan, como el atún (Monllor-Hurtado et al., 2017). Por el contrario, la distribución de algunas aves marinas no parece verse influida por los cambios de temperatura de los océanos (Keogan et al., 2018), aunque una ola de calor en el Pacífico nordeste causó una enorme mortalidad en el área común (Piatt et al., 2020). En ese contexto, es probable que las olas de calor marinas afecten en gran medida a la biodiversidad del mar abierto (Smale et al., 2019).

Todavía no se sabe a ciencia cierta si el calentamiento del océano alterará la productividad primaria (Behrenfeld et al., 2016), aunque los modelos indican que podría disminuir ligeramente al subir las temperaturas en las zonas tropicales (Kwiatkowski et al., 2017). En la capa superior de los océanos, las tasas metabólicas presentan una fuerte dependencia de la temperatura, que probablemente afecte a la bomba biológica de carbono, en particular a las especies microbianas (Cavan et al., 2019), y pueda influir positivamente en el clima al reducir la retención neta de carbono en el mar (Boscolo-Galazzo et al., 2018).

También es posible que el calentamiento global esté influyendo en el momento (fenología) en que se producen los brotes de fitoplancton en mar abierto (Barton et al., 2016), aunque el factor determinante en este caso son los cambios en la insolación (Boyce et al., 2017), que en última instancia pueden limitar la migración de las especies hacia los polos (Sundby et al., 2016). Se sospecha que el calentamiento reduce el lapso de tiempo entre la producción de fitoplancton y protozoos (Aberle et al., 2012) y la abundancia de zooplancton, lo que repercutiría en los niveles tróficos superiores (Sundby et al., 2016) y en la bomba biológica de carbono y los servicios ecosistémicos resultantes (Barange et al. 2017).

El pH y la concentración de carbonatos probablemente sufran cambios menos drásticos en mar abierto que en las aguas costeras (Duarte et al., 2013), pero la biodiversidad puede verse

perjudicada en las regiones donde la absorción del CO₂ antropógeno es mayor, como el Atlántico Norte (Gehlen et al., 2014). El descenso del pH afectará a otros procesos biogeoquímicos (Gehlen et al., 2011) y ya hay indicios de que está disminuyendo la nitrificación en mar abierto (Beman et al., 2011), lo que en un futuro podría alterar la comunidad microbiana y el ciclo del nitrógeno.

2.2.2. Desoxigenación y compresión del hábitat

Debido a la desoxigenación de los océanos, se están expandiendo, tanto vertical como horizontalmente, las zonas de mínimo oxígeno (Levin, 2018), lo que puede comprimir el hábitat de algunos organismos pelágicos (Stramma et al., 2012) al crear restricciones metabólicas (Deutsch et al., 2015). La compresión del hábitat también puede fomentar la capturabilidad de algunos peces rostrales en el Pacífico oriental y provocar sobreexplotación si no se gestiona bien la situación (Pohlot y Ehrhardt, 2017).

2.2.3. Impactos humanos directos

El impacto acumulativo de las actividades humanas en el mar abierto está cambiando tanto en el tiempo como en el espacio (Halpern et al., 2015), por lo que son ya muy pocas las zonas silvestres que quedan (Jones et al., 2018). Además de las emisiones antropógenas de carbono, hay otras actividades humanas que también afectan directamente al mar abierto.

Actividades pesqueras. Actualmente, los alimentos marinos se obtienen a más distancia de los lugares donde se consumen (Watson et al., 2015), por lo que la huella global de la pesca en mar abierto es cada vez mayor (Kroodsmá et al., 2018). Sin embargo, la productividad marina termina por limitar la cantidad de peces disponibles (Chassot et al., 2010) y en estos momentos la pesca de captura marina mundial parece haberse estancado (véase el capítulo 15).

Penachos de contaminantes antropógenos en mar abierto. Las actividades industriales realizadas en mar abierto están afectando a la biodiversidad debido a la emisión continua de

contaminantes (Tournadre, 2014), así como a eventos transitorios. Los derrames de petróleo, como el desastre del Deepwater Horizon ocurrido en 2010 en el golfo de México, demuestran que ese tipo de eventos siguen repercutiendo en todos los niveles tróficos durante muchos años (McClain et al., 2019) y que su impacto en el ecosistema podría durar décadas, como indican algunos modelos (Ainsworth et al., 2018). También es probable que la explotación minera de los fondos marinos y la eliminación de desechos mineros en los océanos afecten al mar abierto (Vare et al., 2018), aunque todavía no se conocen bien los efectos que el vertido de relaves mineros en aguas profundas (Ramírez-Llodra et al., 2015) puede tener para los organismos (meso)pelágicos.

2.3. Impactos de los cambios en otros componentes del sistema marino e interacción con ellos

2.3.1. Cambios en los servicios ecosistémicos

Es muy escasa la información disponible sobre los servicios ecosistémicos de las comunida-

des mesopelágicas y batipelágicas (Martinetto et al., 2020; St. John et al., 2016) y también son pocos los estudios que examinan el alcance de la conexión bentónico-pelágica en los océanos (Trueman et al., 2014).

2.3.2. Impactos indirectos del cambio climático en los niveles tróficos superiores

Debido a que el calentamiento climático del Atlántico Norte ha alterado la circulación, se ha desplazado hacia el norte el copépodo *Calanus finmarchicus*, que es el principal alimento de la ballena franca glacial, especie amenazada que ha tenido que modificar su régimen de alimentación estacional para seguir a los copépodos. Lamentablemente, la presencia de las ballenas en regiones donde todavía no hay disposiciones vigentes para evitar que sean golpeadas por embarcaciones o se enreden en las artes de pesca impide que avance la recuperación de la especie (Record et al., 2019).

3. Consecuencias de los cambios para las comunidades, las economías y el bienestar humano

3.1. Consecuencias observadas actualmente

El mar abierto debe considerarse un caso especial al evaluar las consecuencias para las personas de los cambios en los ecosistemas, ya que actualmente no hay ninguna comunidad humana que viva de forma permanente en su superficie o su interior. Sin embargo, son muchas las comunidades costeras que dependen de los recursos extraídos del mar abierto y se verán afectadas por los efectos que el cambio climático provoque en los ecosistemas de sus

zonas. De hecho, ya se empiezan a observar algunos impactos, como los cambios en la distribución de especies debido al desplazamiento de algunos taxones hacia los polos (Barton et al., 2016) y la compresión del hábitat a causa de la desoxigenación (Stramma et al., 2012).

Según trabajos recientes, la aprobación del Acuerdo de París repercute positivamente en la pesca (Sumaila et al., 2019), y una mejor ordenación pesquera podría contrarrestar algunos de los efectos del cambio climático en la pesca (Gaines et al., 2018).

3.2. Consecuencias para el logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible¹

3.2.1. Reducir la contaminación marina (indicador 14.1.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible)

La avalancha de materiales plásticos que invaden los océanos exige que los Estados tomen medidas para eliminar o reducir la utilización del plástico cuando sea posible. Las recientes iniciativas que, en respuesta a las presiones de la opinión pública, ha emprendido la Unión Europea, entre otros, a fin de reducir el uso de plásticos, aumentar el reciclaje y, en última instancia, limitar los desechos de plástico en el medio ambiente suponen un avance positivo, pero todos los Estados deben hacer un mayor esfuerzo para lograr una reducción significativa de aquí a 2025.

3.2.2. Evaluar los cambios biogeoquímicos en el océano (indicadores 14.2.1 y 14.3.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible)

Diversos modelos muestran el tiempo necesario para evaluar y detectar las tendencias que marca el cambio climático en mar abierto (Henson et al., 2016). Para poder distinguir el cambio climático de la variabilidad natural se necesitan series cronológicas de datos continuas sobre el pH y la productividad primaria que abarquen, respectivamente, 14 y 32 años. Asimismo, los datos sobre el pH y la pCO₂ de lugares donde se obtienen series cronológicas indican que se requieren entre 8 y 15 años a fin de detectar una tendencia (Sutton et al., 2019). Para obtener series cronológicas en nuevas ubicaciones del mar abierto y ampliar las ya existentes será preciso invertir tanto en tecnología como en capacidad humana (Miloslavich et al., 2019).

3.2.3. Reservas marinas (indicadores 14.5.1 y 14.c.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible)

Se están designando zonas cada vez más grandes de mar abierto como reservas marinas o áreas marinas protegidas, sobre todo en el Pacífico (por ejemplo, el área marina protegida de Rapa Nui en Chile o el monumento nacional marino Papahānaumokuākea en los Estados Unidos), cuya gestión no será fácil (Norse, 2005). Todas las áreas marinas protegidas contribuirán al logro del Objetivo 14, aunque todavía hay que seguir progresando (Lubchenco y Grorud-Colvert, 2015), ya que son pocas las que se encuentran en zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional. Los resultados de la conferencia intergubernamental sobre un instrumento internacional jurídicamente vinculante en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional supondrán un paso fundamental para establecer el marco jurídico relativo a las áreas marinas protegidas en alta mar (véase también el capítulo 27).

3.2.4. Pesca (indicador 14.4.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible)

Aunque existen varios marcos jurídicos en cada región (véanse los indicadores 14.5.1 y 14.c.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, mencionados anteriormente, así como el indicador 14.6 (subvenciones)), es complicado lograr el desarrollo sostenible de la pesca en mar abierto, en gran medida porque no se conocen bien la estructura y la función generales de sus ecosistemas. En particular, el posible desarrollo de un sector pesquero basado en los peces mesopelágicos exigirá perfeccionar los métodos de evaluación de las poblaciones y utilizar nuevas tecnologías y modelos (Hidalgo y Browman, 2019). El cambio climático también afectará a los ecosistemas de mar abierto y a sus pesquerías (Barange et al., 2018). Además, la pesca ilegal, no declarada y no regl-

¹ Véase General Assembly resolutions 70/1 and 71/313, anexo.

mentada sigue siendo una de las principales amenazas para la pesca sostenible y representa un problema mundial.

3.2.5. Recursos para investigación en tecnología marina (indicador 14.a.1 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible)

Hay que dedicar más recursos a la investigación y la tecnología marinas y a desarrollar la capacidad, tanto técnica como humana, para

recopilar, interpretar y difundir conocimientos sobre el mar abierto, lo que incluye ampliar la cooperación en todas las cuencas oceánicas por conducto del Sistema Mundial de Observación del Océano y las organizaciones conexas. Ciertamente, las actividades realizadas en el marco del Decenio de las Naciones Unidas de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible (2021-2030) harán una importante contribución al logro del indicador.²

4. Principales cambios y consecuencias regionales

4.1. Océano Ártico

El Ártico sigue calentándose a gran velocidad y la consiguiente pérdida de hielo marino multianual afecta a los ecosistemas de mar abierto del Ártico, problema que se ve agravado por el calentamiento global y la acidificación del océano. Esta situación podría provocar importantes cambios en la productividad primaria, la biodiversidad y la función ecosistémica. Además, el desplazamiento hacia el polo de muchas especies del Atlántico Norte (véase el epígrafe siguiente) está afectando cada vez más al Ártico polar.

4.2. Océano Atlántico Norte, mar Báltico, mar Negro, mar Mediterráneo y mar del Norte

El calentamiento de los océanos está provocando el desplazamiento de muchas especies hacia el polo, lo que podría alterar la función ecosistémica. Los mares regionales probablemente se verán aún más afectados por la contaminación de microplásticos, a menos que se reduzca significativamente la afluencia de esos materiales al mar abierto.

4.3. Atlántico Norte tropical y Caribe

Es probable que en los próximos años sigan proliferando los sargazos en el Caribe (Putman et al., 2018), lo que perjudicará al turismo, aunque en otras regiones podría brindar nuevas oportunidades (Milledge y Harvey, 2016). Los sargazos forman grandes estructuras físicas en la superficie del mar y dan sombra a las aguas sobre las que se encuentran, lo que posiblemente afecte a la productividad del fitoplancton, pero también favorezca las agrupaciones de peces a la sombra de los sargazos. Los giros que crean las corrientes del Atlántico Norte concentran macroplásticos y microplásticos en una "isla de basura" (Poulain, 2019) y es posible que la intensificación de los huracanes afecte a los procesos de mezcla de mesoescala y macroescala.

4.4. Océano Atlántico Sur

Las olas de calor marinas son cada vez más comunes en el Atlántico Sur, lo que tiene graves consecuencias para la climatología y, por ende, para la distribución y la abundancia de las poblaciones de peces. Otro fenómeno adverso es la creciente frecuencia de las tormentas tropicales del Atlántico Sur debido al cambio climático.

² Véase la resolución 72/73 de la Asamblea General, párr. 292.

4.5. Océano Índico, mar Arábigo, golfo de Bengala, mar Rojo, golfo de Adén y golfo Pérsico

A medida que el océano Índico se vaya calentando por el cambio climático, es probable que se produzcan más olas de calor marinas que alterarán la función y la dinámica ecosistémicas, lo que afectará a las comunidades de la región que dependen de la pesca.

4.6. Océano Pacífico Norte

Probablemente el giro del Pacífico Norte se verá mucho más afectado por la contaminación de microplásticos, cuyos posibles efectos en los ecosistemas marinos aún no se conocen ni comprenden del todo. El calentamiento, la acidificación y la desoxigenación de los océanos también pueden modificar los ecosistemas marinos y la productividad. El aumento de las olas de calor marinas está afectando a los ecosistemas del Pacífico Norte oriental, provocando, entre otras cosas, la proliferación de pirosoomas y la muerte por inanición de las aves que se alimentan de peces (Piatt et al., 2020).

5. Perspectivas

5.1. El mar abierto en un futuro próximo

En los próximos decenios, el mar abierto seguirá calentándose, desoxigenándose y acidificándose por los efectos del cambio climático (IPCC, 2019). Las diferencias temporales entre los múltiples factores de estrés y su interacción alterarán la función y la estructura ecosistémicas en diversas escalas temporales y espaciales. El marco temporal de esos impactos variará según las regiones y tardará más en manifestarse a mayores profundidades debido al volumen y la lenta circulación del agua.

4.7. Océano Pacífico Sur

Es probable que las olas de calor marinas sean más frecuentes y pronunciadas en el futuro. Se prevé que la zona de mínimo oxígeno del este del Pacífico Sur tropical se amplíe tanto horizontal como verticalmente, lo que alterará la distribución de las poblaciones de peces pelágicos. En cuanto a las islas del Pacífico que dependen del mar, el cambio climático seguramente afectará de manera considerable a los medios de vida, la salud y la cultura.

4.8. Océano Antártico

El océano Antártico sigue calentándose y presenta la mayor proporción del aumento mundial del calor en el océano (IPCC, 2019). Probablemente, esto comprimirá todavía más hacia el sur el hábitat del kril en el hielo marino y favorecerá el predominio de los sálpidos, lo que a su vez afectará a los organismos tróficos superiores (focas, ballenas y pingüinos) que se alimentan sobre todo de kril. El océano Antártico continuará retirando CO₂ de la atmósfera, con lo que bajará el pH y podrían disminuir aún más las tasas de calcificación.

5.2. Consecuencias para los ecosistemas de los cambios que sigue experimentando el mar abierto

Los cambios globales están afectando a los servicios ecosistémicos del mar abierto (la economía azul), pero es difícil predecir futuros cambios porque se solapan los efectos de múltiples factores de estrés (Boyd et al., 2018). Se prevé que la compresión del hábitat al ampliarse las zonas de mínimo oxígeno y la continua migración hacia los polos de algunos taxones clave alterarán constantemente los ecosistemas de mar abierto. Los cambios en la productividad y la bomba biológica afectarán a la retención de carbono en las profundidades del mar.

5.3. Consecuencias socioeconómicas de los cambios que sigue experimentando el mar abierto

Los cambios que está experimentando el mar abierto tendrán con el tiempo un amplio impacto socioeconómico, ya que para responder a ellos se producirán adaptaciones (por ejemplo, la migración de especies de peces por el calentamiento y la desoxigenación o el aumento de los sargazos) y mitigaciones (por ejemplo, de la contaminación por microplásticos o las

emisiones marítimas). La creación de grandes reservas marinas y áreas protegidas en mar abierto para cumplir los Objetivos de Desarrollo Sostenible también requerirá nuevos acuerdos internacionales sobre el establecimiento y la vigilancia de esas áreas. Para satisfacer la mayor demanda de observaciones mundiales del mar abierto (Levin et al., 2019; Miloslavich et al., 2019) habrá que invertir más tanto en equipo como en la capacidad humana de interpretar los datos y proporcionar evaluaciones informadas para brindar asesoramiento y aplicar políticas.

6. Principales carencias pendientes en materia de conocimientos y creación de capacidad

Todavía se sabe muy poco sobre los ecosistemas de mar abierto y el impacto que tienen los factores físicos en su biodiversidad y, lo que es más grave, apenas se han explorado ni se conocen las zonas mesopelágicas y más profundas del océano, incluidos los intercambios entre la capa inferior y la superior, sobre todo

la migración vertical diaria de organismos. También es necesario asegurar que se recolecte información básica (por ejemplo, taxonomía tradicional) sobre las especies que viven en esos entornos, ya que los datos ómicos no son sino una de las muchas vertientes que informan la biodiversidad (Boero, 2010).

7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

Para conocer mejor esta vasta zona del océano es fundamental seguir desarrollando la aplicación del programa Argo y sus plataformas de muestreo (por ejemplo, perfiladores de visión subacuáticos, muestreo de ADN ambiental, sensores biogeoquímicos) en las aguas mesopelágicas (Martin et al., 2020) y las aguas más profundas. Algunas actividades recientes, como la conferencia sobre observación de los océanos OceanObs'19, han ayudado a detectar las carencias de capacidad en las cuencas

oceánicas, por lo que hay que centrarse en la colaboración entre Estados para lograr una cobertura adecuada de las observaciones oceanográficas a esa escala. Por último, es fundamental educar y formar a la próxima generación de científicos en todos los aspectos de la investigación marina para desarrollar la capacidad humana de aprovechar al máximo las nuevas tecnologías con esos fines (Levin et al., 2019).

Bibliografía

Aberle, Nicole, et al. (2012). Warming induces shifts in microzooplankton phenology and reduces time-lags between phytoplankton and protozoan production. *Marine Biology*, vol. 159, No. 11, págs. 2441–2453.

- Ainsworth, Cameron H., et al. (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, et al. (2017). The cost of reducing the North Atlantic Ocean biological carbon pump. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 290.
- _____ eds. (2018). *Impacts of Climate Change on Pesca and Acuicultura: Synthesis of Current Knowledge, Adaptation and Mitigation Options*. FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper 627. Roma.
- Barton, A. D., et al. (2016). Anthropogenic climate change drives shift and shuffle in North Atlantic phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, págs. 2964–2969.
- Behrenfeld, Michael J., et al. (2016). Revaluating ocean warming impacts on global phytoplankton. *Nature Climate Change*, vol. 6, No. 3, pág. 323.
- _____ (2019). Global satellite-observed daily vertical migrations of ocean animals. *Nature*, vol. 576, No. 7786, págs. 257–61. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1796-9>.
- Beman, J. Michael, et al. (2011). Global declines in oceanic nitrification rates as a consequence of ocean acidification. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 108, No. 1, pág. 208–213.
- Beman, J. Michael, y 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., et al. (2016). Modification of a high-throughput automatic microbial cell enumeration system for shipboard analyses. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 82, No. 11, págs. 3289–3296.
- Bertagnolli, Anthony D., y Frank J. Stewart (2018). Microbial niches in marine oxygen minimum zones. *Nature Reviews. Microbiology*, vol. 16, No. 12, págs. 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, et al. (2018). Temperature dependency of metabolic rates in the upper ocean: A positive feedback to global climate change? *Global and Planetary Change*, vol. 170, págs. 201–212.
- Boyce, Daniel G., et al. (2017). Environmental structuring of marine plankton phenology. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 10, pág. 1484.
- Boyd, Philip W., et al. (2015). Biological ramifications of climate-change-mediated oceanic multi-stressors. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 1, pág. 71.
- _____ (2018). Experimental strategies to assess the biological ramifications of multiple drivers of global ocean change—a review. *Global Change Biology*, vol. 24, No. 6, págs. 2239–2261.
- _____ (2019). Multi-faceted particle pumps drive carbon sequestration in the ocean. *Nature*, vol. 568, No. 7752, págs. 327–335.
- Brander, Keith (2010). Impacts of climate change on fisheries. *Journal of Marine Systems*, vol. 79, Nos. 3–4, págs. 389–402.
- Cavan, Emma Louise, et al. (2019). The sensitivity of subsurface microbes to ocean warming accentuates future declines in particulate carbon export. *Frontiers in Ecology and Evolution*, vol. 6, págs. 1–10.
- Chassot, Emmanuel, et al. (2010). Global marine primary production constrains fisheries catches. *Ecology Letters*, vol. 13, No. 4, págs. 495–505.
- Cheng, Lijing, et al. (2017). Improved estimates of ocean heat content from 1960 to 2015. *Science Advances*, vol. 3, No. 3, e1601545.
- _____ (2019). How fast are the oceans warming? *Science*, vol. 363, No. 6423, págs. 128–129.

- Costello, Mark John, et al. (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, págs. 8821–8828.
- Delory, Eric, et al. (2014). Developing a new generation of passive acoustics sensors for ocean observing systems. En *2014 IEEE Sensor Systems for a Changing Ocean (SSCO)*, págs. 1–6. IEEE.
- Deutsch, Curtis, et al. (2015). Cambio climático tightens a metabolic constraint on marine habitats. *Science*, vol. 348, No. 6239, págs. 1132–1135.
- Duarte, Carlos M., et al. (2013). Is ocean acidification an open-ocean syndrome? Understanding anthropogenic impacts on seawater pH. *Estuaries and Coasts*, vol. 36, No. 2, págs. 221–236.
- Free, Christopher M., et al. (2019). Impacts of historical warming on marine fisheries production. *Science*, vol. 363, No. 6430, págs. 979–983.
- Frölicher, Thomas L., et al. (2018). Marine heatwaves under global warming. *Nature*, vol. 560, No. 7718, pág. 360.
- Gaines, Steven D., et al. (2018). Improved fisheries management could offset many negative effects of climate change. *Science Advances*, vol. 4, No. 8, eaao1378.
- Gehlen, Marion, et al. (2011). Biogeochemical consequences of ocean acidification and feedbacks to the Earth system. *Ocean Acidification*, vol. 1, págs. 230–248.
- _____ (2014). Projected pH reductions by 2100 might put deep North Atlantic biodiversity at risk.
- Gruber, Nicolas, et al. (2019). The oceanic sink for anthropogenic CO₂ from 1994 to 2007. *Science*, vol. 363, No. 6432, págs. 1193–1199.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2019). *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, eds. H.-O. Pörtner et al.
- Halpern, Benjamin S., et al. (2015). Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, vol. 6, art. 7615.
- Harcourt, Rob, et al. (2019). Animal-Borne Telemetry: an integral component of the ocean observing toolkit. *Frontiers in Marine Science*.
- Henson, Stephanie A., et al. (2016). Observing climate change trends in ocean biogeochemistry: when and where. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 4, pág. 1561–1571.
- Hidalgo, Manuel, y Howard I. Browman (2019). *Developing the Knowledge Base Needed to Sustainably Manage Mesopelagic Resources*. Oxford University Press.
- Hobday, Alistair J., et al. (2016). A hierarchical approach to defining marine heatwaves. *Progress in Oceanography*, vol. 141, págs. 227–238.
- Holbrook, Neil J., et al. (2019). A global assessment of marine heatwaves and their drivers. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, art. 2624.
- Irigoien, Xabier, et al. (2014). Large mesopelagic fishes biomass and trophic efficiency in the open ocean. *Nature Communications*, vol. 5, art. 3271.
- Jones, Kendall R., et al. (2018). The location and protection status of Earth's diminishing marine wilderness. *Current Biology*, vol. 28, núm.15, págs. 2506–2512.
- Keogan, Katharine, et al. (2018). Global phenological insensitivity to shifting ocean temperatures among seabirds. *Nature Climate Change*, vol. 8, No. 4, págs. 313–18. <https://doi.org/10.1038/s41558-018-0115-z>.
- Kroodsmá, David A., et al. (2018). Tracking the global footprint of fisheries. *Science*, vol. 359, No. 6378, págs. 904–908.
- Kwiatkowski, Lester, et al. (2017). Emergent constraints on projections of declining primary production in the tropical oceans. *Nature Climate Change*, vol. 7, No. 5, pág. 355.

- Lebreton, Laurent, et al. (2018). Evidence that the Great Pacific Garbage Patch is rapidly accumulating plastic. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 4666.
- Lebreton, Laurent, y 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, págs. 229–260.
- Levin, Lisa A., et al. (2019). Global Observing Needs in the Deep Ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 241.
- Lombard, Fabien, et al. (2019). Globally consistent quantitative observations of planktonic ecosystems. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 196.
- Lubchenco, Jane, y Kirsten Grorud-Colvert (2015). Making waves: the science and politics of ocean protection. *Science*, vol. 350, No. 6259, págs. 382–383.
- Martin, Adrian, et al. (2020). The oceans' twilight zone must be studied now, before it is too late. *Nature*, vol. 580, págs. 26–28.
- Martinetto, Paulina, et al. (2020). Linking the scientific knowledge on marine frontal systems with ecosystem services. *Ambio*, vol. 49, No. 2, págs. 541–556. <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01222-w>.
- McClain, Craig R., et al. (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., y 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, et al. (2019). Challenges for global ocean observation: the need for increased human capacity. *Journal of Operational Oceanography*, vol. 12, No. sup2, págs. S137–S156.
- Monllor-Hurtado, Alberto, et al. (2017). Shift in tuna catches due to ocean warming. *PLoS One*, vol. 12, No. 6, e0178196.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 36F: Open ocean deep sea. En *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Norse, Elliott (2005). Pelagic protected areas: the greatest parks challenge of the 21st century. *Parks*, vol. 15, págs. 32–39.
- Oliver, Eric C. J., et al. (2018). Longer and more frequent marine heatwaves over the past century. *Nature Communications*, vol. 9, No. 1, art. 1324.
- Piatt, John F., et al. (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, págs. 1–32. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0226087>.
- Pinsky, Malin L., et al. (2019). Greater vulnerability to warming of marine versus terrestrial ectotherms. *Nature*, vol. 569, No. 7754, pág. 108.
- Pinsky, Malin L., et al. (2020). Climate-Driven Shifts in Marine Species Ranges: Scaling from Organisms to Communities. *Annual Review of Marine Science*, vol. 12, No. 1, págs. 153–79. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010419-010916>.
- Pohlot, Bruce G., y Nelson Ehrhardt (2017). An analysis of sailfin murrelet daily activity in the Eastern Pacific Ocean using satellite tagging and recreational fisheries data. *ICES Journal of Marine Science*, vol. 75, No. 2, págs. 871–879.

- Poulain, Marie, et al. (2019). Small Microplásticos As a Main Contributor to Plastic Mass Balance in the North Atlantic Subtropical Gyre. *Environmental Science & Technology*, vol. 53, págs. 1157–1164.
- Putman, Nathan F., et al. (2018). Simulating transport pathways of pelagic Sargassum from the Equatorial Atlantic into the Caribbean Sea. *Progress in Oceanography*, vol. 165, págs. 205–214.
- Rahmstorf, S., et al. (2015). Exceptional twentieth-century slowdown in Atlantic Ocean overturning circulation. *Nature Climate Change*, vol. 5, No. 5, págs. 475–480.
- Ramírez-Llodra, Eva, et al. (2015). Submarine and deep-sea mine tailing placements: a review of current practices, environmental issues, natural analogs and knowledge gaps in Noruega and internationally. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 97, Nos. 1–2, págs. 13–35.
- Record, Nicholas, et al. (2019). Rapid Climate-Driven Circulation Changes Threaten Conservation of Endangered North Atlantic Right Whales. *Oceanography*, vol. 32, No. 2.
- Reygondeau, Gabriel, et al. (2018). Global biogeochemical provinces of the mesopelagic zone. *Journal of Biogeography*, vol. 45, No. 2, págs. 500–514.
- Robinson, Carol (2019). Microbial respiration, the engine of ocean deoxygenation. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 533.
- Robinson, Carol, et al. (2010). Mesopelagic zone ecology and biogeochemistry – a synthesis. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 57, No. 16, págs. 1504–1518.
- Rodrigues, Regina, et al. (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, et al. (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, págs. 519–541.
- Schlitzer, Reiner, et al. (2018). The GEOTRACES Intermediate Data Product 2017. *Chemical Geology*, vol. 493, págs. 210–223. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.05.040>.
- Sloyan, B. M., et al. (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., et al. (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature Climate Change*, vol. 9, No. 4, pág. 306.
- Somavilla, R., et al. (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, págs. 7698–7716.
- St. John, Michael A., et al. (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, et al. (2012). Expansion of oxygen minimum zones may reduce available habitat for tropical pelagic fishes. *Nature Climate Change*, vol. 2, No. 1, pág. 33.
- Sumaila, U. Rashid, et al. (2019). Benefits of the Paris Agreement to ocean life, economies, and people. *Science Advances*, vol. 5, No. 2, eaau3855.
- Sundby, Svein, et al. (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., et al. (2019). Autonomous seawater pCO₂ and pH time series from 40 surface buoys and the emergence of anthropogenic trends. *Earth System Science Data*, pág. 421.
- Sutton, T. T. (2013). Vertical ecology of the pelagic ocean: classical patterns and new perspectives. *Journal of Fish Biology*, vol. 83, No. 6, págs. 1508–1527.

- Tiano, Laura, et al. (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, págs. 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, págs. 7924–7932.
- Truelove, Nathan K., et al. (2019). A rapid environmental DNA method for detecting white sharks in the open ocean. *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 10, No. 8, págs. 1128–1135. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13201>.
- Trueman, Clive N., et al. (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.
- Van Sebille, Erik, et al. (2015). A global inventory of small floating plastic debris. *Environmental Research Letters*, vol. 10, No. 12, 124006.
- Vare, Lindsay L., et al. (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., et al. (2015). Marine foods sourced from farther as their use of global ocean primary production increases. *Nature Communications*, vol. 6, art. 7365.
- Watson, Sue-Ann, et al. (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, págs. 4368–4385.
- Wishner, Karen F., et al. (2018). Ocean deoxygenation and zooplankton: very small oxygen differences matter. *Science Advances*, vol. 4, No. 12, eaau5180.
- Yamahara, Kevan M., et al. (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., y Agustinus Ribal (2019). Multiplatform evaluation of global trends in wind speed and wave height. *Science*, vol. 364, No. 6440, págs. 548–552.

Capítulo 70

Dorsales, mesetas y fosas

Contribuidores: Ana Colaço (coordinador), Angelika Brandt, Ana Hilario, Nuno Lourenço, Bhavani E. Narayanaswamy, Imants George Priede, Joshua T. Tuhumwire (responsable del subcapítulo), Michael Vecchione y Hiromi Watanabe.

Ideas clave

- Los últimos estudios sobre la biología de las dorsales abordan los entornos quimio-sintéticos (véase el capítulo 7P).
- Los modelos del cambio climático muestran que los entornos batiales sufrirán una reducción del pH que afectará a las comunidades bentónicas.
- Las dorsales, las emersiones, las mesetas y los bancos están sometidos a presiones humanas por la explotación actual y potencial de los recursos, mientras que en las fosas cada vez hay más indicios de contaminación.
- La vulnerabilidad de esos ecosistemas a las presiones humanas ha generado una mayor conciencia social y nuevas normativas.

1. Introducción y resumen de la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

En el capítulo 51 de la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017a) se abordaban los elementos geológicos de los fondos marinos que se consideraban potencialmente amenazados por perturbaciones humanas. La topografía y la hidrografía de todos esos elementos (montes submarinos, dorsales y mesetas, cañones submarinos y fosas hadales) es compleja. En la presente Evaluación se tratan aparte los montes submarinos (cap. 7L) y los cañones (cap. 7J), así como los respiraderos hidrotermales y otros ecosistemas quimiosintéticos (cap. 7P), que también se examinaban por separado en la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017b), en cuyo capítulo 51 se describían detalladamente la geología y la oceanografía física de esos elementos, su extensión (en número y porcentaje del área oceánica) y sus características ecológicas, como la biodiversidad y la biogeografía. También se documentaban los impactos antropógenos, en particular la pesca (incluida la eliminación de especies y biomasa, así como los efectos físicos de las actividades pesqueras en las comunidades bentónicas que forman estructuras), el cambio climático (incluidas la acidificación y la desoxigenación, así como la subida de las temperaturas), la contaminación, los vertidos y la minería. El presente capítulo parte de esa información para exponer los cambios registrados y los nuevos conocimientos sobre las dorsales, las mesetas y las fosas hadales obtenidos desde 2010.

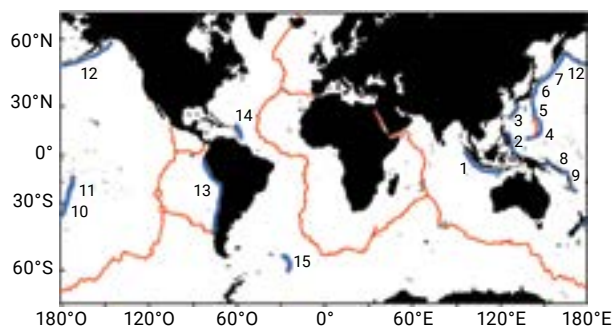
1.1. Dorsales

Las dorsales mesoceánicas subdividen las principales cuencas del océano (figura I), pero las zonas de fractura situadas a distintos intervalos permiten a los organismos de las aguas profundas y abisales (véase el capítulo 7M) desplazarse entre las cuencas que flanquean cada dorsal. El capítulo 7P trata de los respiraderos hidrotermales, que suelen estar presentes en las dorsales mesoceánicas activas (Beaulieu et al., 2013), y en el capítulo 7L se examinan los montes submarinos vinculados a las dorsales. Desde el punto de vista biogeográfico, la fauna de las dorsales parece, en general, guardar relación con la de las cuencas adyacentes o los taludes continentales (Alt et al., 2019; Watling et al., 2013). Las dorsales pueden albergar invertebrados bentónicos que forman estructuras, como corales de aguas frías (cap. 7E) y esponjas, que en ocasiones se clasifican como especies indicadoras de ecosistemas marinos vulnerables, según la definición de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2009). Los taludes insulares y las cumbres de los montes submarinos (capítulo 7L) vinculados a las dorsales oceánicas son zonas importantes para la pesca. La mayoría de las dorsales se encuentran fuera de las zonas económicas exclusivas (Harris y Whiteway, 2009).

1.2. Fosas hadales

Los entornos hadales son relativamente desconocidos por lo difícil que resulta acceder a profundidades tan extremas. Sin embargo, como se encuentran en los bordes de subducción de las placas tectónicas, todas las fosas están cerca de continentes o islas y situadas total o parcialmente dentro de alguna zona económica exclusiva. Por ejemplo, la fosa de las Marianas, próxima a un territorio reivindicado por los Estados Unidos, se encuentra casi en su totalidad dentro de la zona económica exclusiva de ese país, mientras que la fosa de Kermadec-Tonga atraviesa las zonas económicas exclusivas de Nueva Zelanda y Tonga (Flanders Marine Institute, 2018). Así pues, aunque todas las fosas se encontrarían posiblemente dentro de los límites de la jurisdicción nacional, algunas corresponden a más de un Estado, y no todos los países tienen la misma capacidad técnica para vigilar y gestionar las amenazas a los entornos hadales. La zona hadal, cuya profundidad es inferior a 6.000 m, ocupa el 45 % de las profundidades oceánicas, pero solo el 0,404 % de la superficie total de los océanos, y comprende 95 cuencas o fosas distintas cuya profundidad máxima es de al menos 7.000 m, en particular 15 fosas reconocidas (Priede, 2017; figura I). A efectos biológicos, la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura fijó el límite superior de la zona hadal a una profundidad de 6.500 m para reflejar la frontera entre la fauna abisal extendida por todo el globo y el límite superior de la fauna hadal especializada (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO), 2009). Salvo su presión, que es más alta, el entorno de las fosas hadales es el más habitual en las profundidades marinas, con corrientes lentas de entre 1 cm y 8 cm por segundo que transportan agua cuya temperatura aproximada es de 2 °C y que contiene suficiente oxígeno (3,43 ml/l) para sustentar vida aeróbica y una lenta precipitación de materia orgánica particulada procedente de la superficie que proporciona alimento (Jamieson et al., 2010).

Figura I
Mapa del mundo con las fosas hadales



Fuente: Adaptación de Bird, 2003.

Notas: Las líneas azules representan las fosas hadales (profundidades superiores a 6.000 m por debajo del nivel del mar): 1-Java, 2-Filipinas, 3-Riukiu, 4-Marianas, 5-Izu-Bonin, 6-Japón, 7-Kuril-Kamchatka, 8-Nueva Bretaña, 9-Salomón del Sur, 10-Kermadec, 11-Tonga, 12-Aleutianas, 13-Ecuador-Chile, 14-Puerto Rico y 15-Islas Sándwich del Sur. Las líneas rojas representan el sistema de dorsales oceánicas del mundo.

1.3. Mesetas, emersiones y bancos

Las mesetas, las emersiones y los bancos son elementos topográficos de gran tamaño y relativamente planos que se consideran fragmentos continentales o microcontinentes y a menudo están separados de los grandes continentes por canales. Hasta el momento se han cartografiado 184 mesetas (Harris et al., 2014), que ocupan aproximadamente el 5 % de los océanos del mundo. Aunque en todos los océanos hay mesetas, son más frecuentes en el Índico (por ejemplo, las de Kerguelen y las Mascareñas) y en el Pacífico Sur (la del Challenger y la de Campbell), ya que ambos tuvieron su origen en la ruptura tectónica del supercontinente de Gondwana, como se ha determinado recientemente (Mortimer et al., 2017). Por su diversidad y composición, la fauna de una meseta suele ser muy similar a la de las plataformas continentales, los taludes y los bancos cercanos (Narayanaswamy et al., 2013), aunque la complejidad topográfica y oceanográfica, junto con la disponibilidad de alimentos, puede influir mucho en la composición y la diversidad de las comunidades (Compton et al., 2013; Knox et al., 2012). Comp-

ton et al. (2013), en su investigación sobre las comunidades de anfípodos de Nueva Zelanda, observaron que en la dorsal de Chatham, que es más compleja, la abundancia y la diversidad eran mayores que en el extremo occidental de la meseta del Challenger, cuyo suministro de alimentos es menor. Sin embargo, según Leduc et al. (2012), la disponibilidad de alimentos

no era el factor que más influía en la composición de la comunidad de nematodos.

La pesca en aguas profundas tiene por objetivo los taludes de las mesetas, las emersiones y los bancos (por ejemplo, Johnson et al., 2019) y algunas actividades emergentes, como la minería, también plantean riesgos para esos entornos (por ejemplo, Leduc et al., 2015).

2. Descripción de los cambios ambientales observados entre 2010 y 2020

2.1. Nuevos conocimientos adquiridos desde 2010 y modo de utilizarlos para evaluar los cambios

Se han observado cambios debidos a las presiones humanas, por lo que se están aplicando algunas medidas para proteger los hábitats del fondo (dorsales, fosas y mesetas) (véase el cuadro).¹ Los conocimientos avanzaron enormemente gracias al Censo de la Vida Marina, que terminó en 2010, pero continuó hasta bien entrada la presente década sus publicaciones, muchas de las cuales (2010-2014) se tuvieron en cuenta para la primera Evaluación. Seguidamente se resumen otros avances.

2.1.1. Dorsales: biodiversidad y función ecosistémica

El estudio de las dorsales progresó considerablemente en el último decenio. Las dorsales mesoceánicas fomentan la heterogeneidad ambiental e influyen en las comunidades biológicas (Alt et al., 2019). La primera investigación detallada de las agregaciones de megafauna en las dorsales del océano Índico (Sautya et al., 2017) reveló que abundaban más en la zona batial superior y menos en las zonas más profundas de las paredes y el suelo de los valles axiales. Recientemente se han cartografiado los fondos marinos del océano Índico meridional con una mejor resolución de los gran-

des elementos geológicos, lo que ha permitido apreciar que la morfología de los fondos marinos posee una diversidad y complejidad desconocidas hasta ahora que probablemente se reflejen en la biodiversidad de las comunidades bentónicas (Picard et al., 2018).

A medida que prosiga el cartografiado, se harán nuevos descubrimientos sobre la complejidad de los fondos marinos, en particular mediante iniciativas mundiales como el proyecto Seabed 2030 de GEBCO y The Nippon Foundation.

Grandes zonas del sistema de dorsales mesoceánicas cumplen los criterios de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura para ser consideradas ecosistemas marinos vulnerables (Morato et al., 2018), mientras que otras se consideran hábitats prioritarios que necesitan ser protegidos por instrumentos regionales como el Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste.² Algunos estudios recientes sobre las dorsales han demostrado la importancia de las especies indicadoras de los ecosistemas marinos vulnerables. Tanto las comunidades de corales de aguas frías como las agregaciones de esponjas son importantes para los ciclos biogeoquímicos mundiales y la conexión bentónico-pelágica del océano, por la que se transfiere casi el 30 % de la de materia orgánica producida en la superficie y el fondo del mar (Cathalot et al., 2015).

Las diversas comunidades bentónicas de la dorsal mesoatlántica septentrional proporcio-

¹ Véase www.mpatlas.org/map/high-seas.

² Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 2354, No. 42279.

nan un complejo hábitat de estructura tridimensional que ofrece refugio, alimentación y zonas de desove y cría a una amplia gama de especies sésiles y móviles, incluidos peces y crustáceos de gran importancia comercial (Beazley et al., 2013; Pham et al., 2015; Gomes-Pereira et al., 2017): por ejemplo, se ha descubierto que los tiburones de las profundidades ponen huevos entre los corales de aguas frías (Henry et al., 2013). La presencia de extensas colonias de coral negro muy longevas (varios milenios) en la dorsal mesoatlántica también indica que existen entornos bien conservados.

Las grandes zonas de fractura no solo permiten el intercambio de masas de agua entre las cuencas separadas por la dorsal mesoatlántica, sino que también pueden servir de conducto para la dispersión de las larvas. A lo largo de la zona de fractura de Vema, la macrofauna era, por lo general, más abundante en el lado oriental que en el occidental (Brandt et al., 2018). En los últimos 10 años se han adquirido muchos conocimientos nuevos sobre las dorsales gracias al interés por encontrar sulfuros polimetálicos y costras de manganeso ricas en cobalto con metales valiosos para la minería. Sin embargo, como la mayoría de los datos se refieren a los respiraderos hidrotermales, no se tratan en este subcapítulo (véase el cap. 7P). Los estudios geológicos, geoquímicos y geofísicos realizados para la Comisión de Límites de la Plataforma Continental aportan también muchísima información nueva sobre las dorsales, y, aunque su finalidad directa no es proporcionar conocimientos ambientales, podrían satisfacer esa necesidad en el futuro; por ejemplo, pueden utilizarse para generar modelos de la distribución de hábitats adecuados para la fauna, lo que podría ser sumamente útil para la gestión (Lecours, 2017). Algunos modelos sobre la idoneidad de los hábitats ya indican que, junto con los márgenes, las dorsales mesoceánicas contienen hábitats importantes y adecuados para siete subórdenes de Octocorallia (Yesson et al., 2012) y corales escleractinios (Davies y Guinotte, 2011) y que la dorsal mesoatlántica septentrional reviste particular importancia para esos taxones.

2.1.2. Pesca de aguas profundas en las dorsales mesoceánicas

La pesca de arrastre de profundidad repercute directamente en las comunidades bentónicas, porque las artes tocan el fondo del mar, y los palangres, aunque tienen un impacto mucho menor, afectan a organismos que se cuentan entre los que llevan más tiempo viviendo ininterrumpidamente en la dorsal mesoatlántica septentrional (Pham et al., 2014).

2.1.3. Clima

Según las previsiones sobre las profundidades marinas, el cambio climático tendrá notables efectos en los hábitats batiales (entre 200 m y 3.000 m), incluidas las dorsales, y sus comunidades (Levin et al., 2019a). Los recientes modelos de Sweetman et al. (2017) indican que en 2100 se habrá reducido mucho el pH (de 0,29 a 0,37 unidades) en las zonas batiales de todos los océanos del mundo y que las concentraciones de oxígeno disminuirán hasta un 3,7 % en las del Pacífico nororiental y el Antártico. La afluencia de materia orgánica particulada (nieve marina) al fondo del mar se reducirá considerablemente en la mayoría de los océanos, sobre todo en la zona batial del Índico, donde se prevé que a finales de siglo haya disminuido entre un 40 % y un 55 %. Los modelos también predicen una menor tasa de saturación de carbonato de calcio en todos los océanos del planeta (Zheng y Cao, 2014) y los organismos calcificadores que viven en aguas frías y zonas profundas pueden ser especialmente sensibles a los posibles cambios químicos de los carbonatos (Levin et al., 2019a). En las dorsales de las profundidades batiales, la fauna probablemente sufrirá todos esos efectos relacionados con el clima (Levin et al., 2019a).

2.1.4. Fosas hadales

En el último decenio han aumentado mucho los muestreos y las investigaciones en las profundidades hadales gracias al renovado interés que suscitan y a las nuevas tecnologías (Jamieson, 2015; Jamieson et al., 2018). Hay nuevos vehículos exploradores de bajo costo que pueden lanzarse desde embarcaciones pequeñas sin tener que utilizar cabrestantes

que lleguen hasta el fondo (Jamieson et al., 2019). Cabe destacar por su importancia la expedición internacional KuramBio II a la fosa de las Kuriles y Kamchatka (Brandt et al., 2016, 2018). También ha habido investigaciones y expediciones patrocinadas por particulares, como el descenso del Deepsea Challenger al fondo de la fosa de las Marianas en 2015 o la expedición Five Deeps (Five Deeps Expedition, 2019; Stewart y Jamieson, 2019).

Estas actividades han aportado nuevos conocimientos sobre el medio ambiente y la vida en las fosas hadales: por ejemplo, ningún pez sobrevive a profundidades superiores a los 8.400 m (Yancey et al., 2014), por lo que, en las fosas más profundas, el hábitat de los peces endémicos se limita a los taludes que rodean sus bordes. A partir de los 6.800 m solo hay peces de la familia Liparidae. Se han descubierto nuevas especies de varios taxones en la fosa de las Marianas (Gerringer et al., 2017) y en la de Atacama (también denominada fosa Perú-Chile) (Priede, 2017), y hay otras que están por describir.

En general, la biodiversidad disminuye a medida que aumenta la profundidad de las fosas (Jamieson, 2015), pero no hay un límite fijo para los invertebrados y en el fondo de las fosas más profundas se encuentran nematodos, poliquetos, moluscos, crustáceos y equinodermos. Por un efecto de embudo, la materia orgánica se concentra en el eje de la fosa (Ichino et al., 2015; Luo et al., 2017), por lo que la abundancia y la biomasa podrían ser mayores en la zona de máxima profundidad. Leduc et al. (2016) encontraron seis veces más infauna de nematodos en el fondo de la fosa de Tonga (10.800 m de profundidad) que en el borde y Jamieson et al. (2009) detectaron el mayor número de anfípodos lisianásidos (saprófagos móviles) en las zonas más profundas. En la fosa de las Kuriles y Kamchatka, los bivalvos y los holotúridos dominaban las profundidades hadales (Brandt et al., 2018).

Al contrario que las especies de Liparidae hadales, que son endémicas, suelen aparecer en diferentes fosas las mismas especies de invertebrados (Ritchie et al., 2017), aunque hay nuevos indicios de que en algunas fosas las

especies se han diferenciado genéticamente (Zhang et al., 2019) y también se han descubierto nuevas especies (Eustace et al., 2016).

Las fosas hadales pueden actuar como barrera que separa la fauna de diferentes partes del fondo del mar. Por ejemplo, en la fosa de las Kuriles y Kamchatka, la fauna hadal es distinta de la fauna abisal del Pacífico Norte occidental y sus mares marginales (Brandt et al., 2016), cuyas especies están aisladas por dicha fosa, que también dificulta la dispersión de algunos de isópodos de las familias Desmosomatidae, Nanoniscidae e Ischnomesidae (Bober et al., 2018; Jennings et al., 2020). Sin embargo, en el caso de otras especies, no hay pruebas de que exista una barrera biogeográfica estricta entre el mar de Ojotsk y el mar abierto del Pacífico Norte occidental. Jamieson et al. (2011) detectaron una zona de transición entre la fauna abisal y la hadal en la fosa de Kermadec y hay indicios de que existen estructuras comunitarias dentro de las fosas (Jamieson et al., 2013; Fujii et al., 2013; Gallo et al., 2015; Lacey et al., 2016; Leduc y Rowden, 2018).

Las fosas están situadas en zonas de actividad sísmica; el gran terremoto del Japón oriental (también llamado terremoto de Tohoku-Oki) que se produjo en 2011 vertió casi instantáneamente en la fosa del Japón 0,2 km³ de sedimentos que contenían más de 1 teragramo de carbono orgánico (Kioka et al., 2019; Oguri et al., 2013). Este aporte de carbono modificó la composición y la distribución de la meiofauna en el talud de la fosa del lado de tierra firme (Kitahashi et al., 2014) y alteró la estructura hidrogeológica de los sedimentos y del fondo submarino (Kawagucci et al., 2012). Además, los isótopos radiactivos liberados por el desastre de la central nuclear de Fukushima Daichi llegaron a una profundidad de 4.800 m aproximadamente un mes después del terremoto (Honda et al., 2013) y al cabo de cuatro meses se habían depositado en el fondo del mar por debajo de los 7.000 m (Oguri et al., 2013).

La proximidad de la tierra firme y los asentamientos humanos aumenta la vulnerabilidad de las fosas hadales a los impactos antropógenos, problema que se ve exacerbado por el efecto de embudo que concentra la sedimen-

tación en el eje de la fosa. En las fosas del Pacífico Sur occidental hay importantes cantidades de polen de los árboles terrestres, que puede servir de alimento a los organismos hadales (Leduc y Rowden, 2018). Jamieson et al. (2017) encontraron niveles altísimos de bifenilos policlorados y éteres de difenilos polibromados en los anfípodos de las máximas profundidades de la fosa de las Marianas y la de Kermadec, con concentraciones mucho mayores que las observadas en zonas muy industrializadas, lo que indica que se bioacumulan a largo plazo. Chiba et al. (2018) también observaron la presencia de detritos plásticos incluso en el fondo de la fosa de las Marianas y se han encontrado partículas microplásticas en el intestino de anfípodos de seis fosas del océano Pacífico a profundidades de entre 7.000 m y 10.890 m (Jamieson et al., 2019).

2.1.5. Mesetas, emersiones y bancos

Antes de 2010, un proyecto específico del Censo Global de la Vida Marina en los Montes Submarinos (CenSeam) había estudiado estos montes, pero incluía muy pocos bancos y mesetas. En el Atlántico Norte oriental, una evaluación ambiental estratégica nacional de la región investigó el banco de George Bligh, la dorsal de Hatton y el banco de Rockall y reveló que la comunidad del banco de George Bligh tenía una composición similar a la observada en los sustratos duros de otras partes del Atlántico Norte oriental (Narayanawamy et al., 2013). En la meseta de Kerguelen se han rea-

lizado recientemente estudios que apuntan a la posibilidad de que la distribución de la fauna bentónica (desplazamiento hacia el polo, reducción de la latitud y extinción local), como los equinoideos *Abatus cordatus*, *Brisaster antarcticus*, *Ctenocidaris nutrix* y *Sterechinus diadema*, haya sufrido distintas alteraciones en respuesta a los cambios ambientales (Guillaumot et al., 2018). Sin embargo, hay que ser prudentes al interpretar y predecir la respuesta futura al cambio climático, ya que las predicciones relativas a los cambios en la temperatura y la salinidad del agua suelen abarcar grandes extensiones que tal vez no reflejen la situación a escala local, como en la meseta de Kerguelen, donde la diferente ubicación de los frentes y el flujo térmico (Vivier et al., 2015) pueden modificar la futura distribución de las especies (Guillaumot et al., 2018).

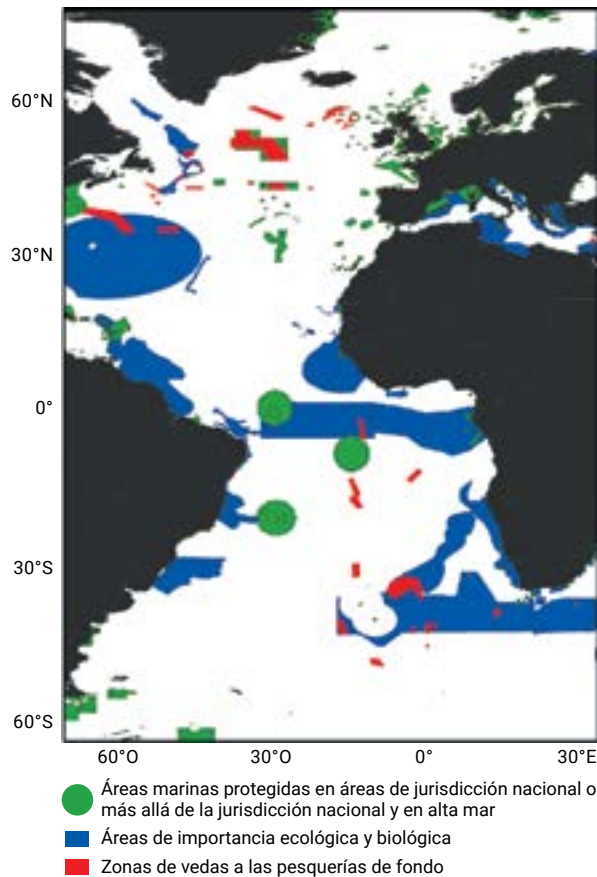
Al investigar la macrofauna de menor tamaño presente en la emersión de Chatham, en el Pacífico Sur occidental, Leduc et al. (2015) determinaron que la estructura de la comunidad estaba sobre todo vinculada a la densidad de los nódulos de fosforita y que a veces se formaban comunidades específicas en nódulos concretos. Es probable que en el futuro esos nódulos sean objeto de extracción minera (Leduc et al., 2015) y, cuando eso ocurra, se desarrollarán comunidades alternativas y se perderán las que eran específicas de los nódulos extraídos (Bluhm, 2001).

3. Descripción de los cambios económicos y sociales registrados entre 2010 y 2020

La vulnerabilidad de los ecosistemas de los fondos marinos a las presiones antropógenas y sus impactos ha aumentado durante el último decenio debido al creciente valor económico de los recursos oceánicos. Esas presiones han generado una mayor conciencia social y nuevas normativas (figura II) sobre cuestiones como la pesca ilegal, no declarada y no regla-

mentada, la exploración minera de los fondos marinos, la bioprospección y la explotación de los recursos genéticos, la definición de las áreas marinas protegidas y la distribución y protección de los ecosistemas marinos vulnerables u otras áreas de importancia ecológica y biológica.

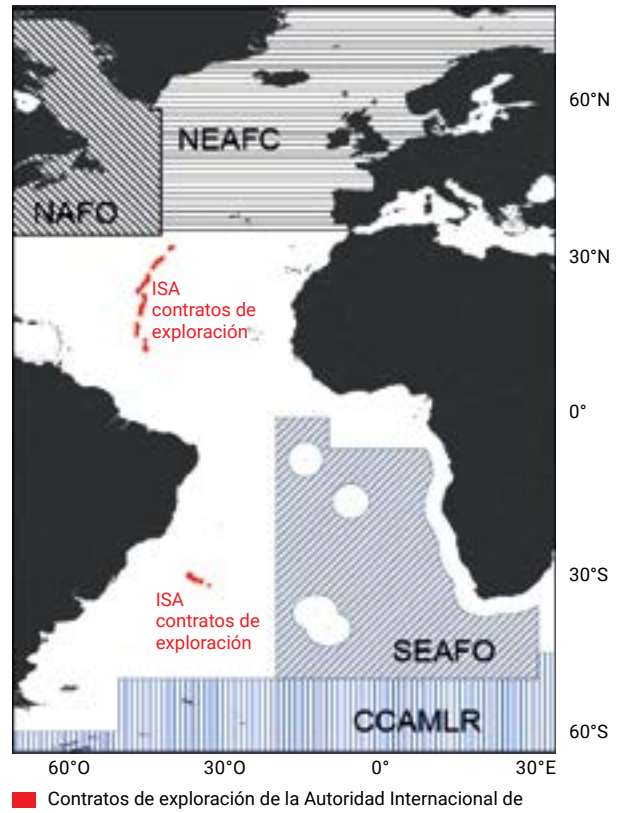
Figura II.A
Detalle de la zona del Atlántico; áreas de importancia ecológica y biológica y zonas con medidas de protección en el fondo del Atlántico; (Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales, 2019)



Las nuevas normativas contribuyen al logro del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14: a) conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible³ y las metas conexas, como las destinadas a prevenir y reducir significativamente la contaminación marina de todo tipo, en lo que respecta a las fosas hadales; b) gestionar y proteger sosteniblemente

³ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

Figure II.B
Límites de la Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos dentro del Sistema del Tratado Antártico y las organizaciones regionales de ordenación pesquera



Abreviaciones: CCAMLR, Convención sobre la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos; ISA, Autoridad Internacional de los Fondos Marinos; NAFO, Organización de Pesquerías del Atlántico Noroeste; CPA-NE, Comisión de Pesca del Atlántico Nordeste; SEAFO, Organización de Pesquerías del Atlántico Suroriental..

los ecosistemas marinos y costeros para evitar efectos adversos importantes; c) minimizar y abordar los efectos de la acidificación de los océanos, incluso mediante una mayor cooperación científica a todos los niveles; d) reglamentar eficazmente la explotación pesquera y poner fin a la pesca excesiva, la pesca ilegal, no declarada y no reglamentada y las prácticas pesqueras destructivas; e) conser-

var al menos el 10 % de las zonas costeras y marinas, de conformidad con las leyes nacionales y el derecho internacional y sobre la base de la mejor información científica disponible; f) aumentar también los conocimientos científicos, desarrollar la capacidad de investigación y transferir tecnología marina; y g) mejorar la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos aplicando el derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar,⁴ con respecto a todos los demás entornos mencionados en este subcapítulo.

En los últimos 10 años, las iniciativas mencionadas han permitido, entre otras cosas, establecer áreas marinas protegidas que incluyen específicamente los elementos geológicos tratados en este capítulo (véase el cuadro). Se necesitará una buena planificación espacial marina a nivel internacional (dentro de las zonas económicas exclusivas de los países y en las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional) para gestionar los posibles conflictos entre la exploración o explotación y la preservación o conservación (por ejemplo, los depósitos de sulfuros masivos, las áreas de importancia ecológica y biológica y las áreas marinas protegidas en la dorsal mesoatlántica; véase la figura II).

Las fosas hadales no contienen ningún recurso cuya explotación directa se esté considerando en estos momentos. La biomasa de las poblaciones de peces presentes en ellas es demasiado baja y está demasiado lejos de la superficie para que pueda sostener una pesquería y los costados cubiertos de sedimentos no contienen ningún recurso mineral conocido. Podrían realizarse actividades de bioprospección de los microbios adaptados a la vida bajo altas presiones (barófilos), que pueden tener aplicaciones industriales especiales. Peoples et al. (2019) describieron la presencia de una gran diversidad de bacterias y arqueas en los sedimentos de las fosas de las Marianas y de Kermadec, aunque pocas pudieron aislarse y cultivarse. Las importantes diferencias que existen entre las comunidades microbianas de ambas fosas podrían deberse a que estas no reciben la misma cantidad de materia orgánica procedente de la superficie: la fosa de Kermadec, que recibe una gran cantidad, contenía más taxones vinculados a la degradación de la materia orgánica; sin embargo, los taxones no eran específicos de las fosas y los que pudieron aislarse estaban emparentados con barófilos encontrados ya en otros entornos.

Notas para el cuadro de la siguiente página, "4. Principales cambios y consecuencias regionales."

Abreviaciones: AIEB, área marina de importancia ecológica o biológica; AMP, áreas marinas protegidas; OSPAR, Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste.

^a Véase www.mpatlas.org/map/high-seas.

⁴ Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 1834, No. 31363.

4. Principales cambios y consecuencias regionales

Región	Cambios climáticos observados	Presiones humanas	Áreas de importancia ecológica y biológica y zonas con medidas de protección en el fondo del océano (dorsales, fosas y mesetas)a
Océano Ártico	Clima: menos oxigenación, acidificación y calentamiento de las aguas profundas; cambio en el flujo de exportación de carbono orgánico (Sweetman et al., 2017)	Dorsales y emersiones, mesetas, bancos: exploración de recursos minerales (cap. 18); expansión de las pesquerías (cap. 15)	AIEB: campos de respiraderos hidrotermales del Atlántico Norte oriental; zona de fractura y sistema de alta productividad del Atlántico ecuatorial AMP: parque marino de las Azores OSPAR: AMP de alta mar septentrional de Charlie-Gibbs; AMP de alta mar meridional de Charlie-Gibbs; AMP de alta mar de la dorsal mesoatlántica al norte de las Azores. Veda de la pesca de fondo: vedas de la pesca de fondo fijadas por la Comisión de Pesquerías del Atlántico Nordeste
Océano Atlántico Norte, mar Báltico, mar Negro, mar Mediterráneo y mar del Norte	Clima: menos oxigenación, acidificación y calentamiento de las aguas profundas; cambio en el flujo de exportación de carbono orgánico (Sweetman et al., 2017); posibles efectos sobre la dispersión de larvas en la columna de agua, que afectarían a la conectividad de la población (Levin et al., 2019a); calentamiento, desoxigenación de las aguas intermedias y profundas del Mediterráneo (Stendardo et al., 2015), menor ventilación de las aguas abisales del Mediterráneo, que repercuten en los taxones de los respiraderos y rezumaderos y en las funciones ecosistémicas	Dorsales y emersiones, mesetas, bancos: exploración de recursos minerales (cap. 18); hidrocarburos mar adentro (cap. 19); expansión de las pesquerías (cap. 15)	AIEB: zona de convergencia subtropical Veda de la pesca de fondo: veda de la pesca de fondo fijada por la Organización Pesquera del Atlántico Sudoriental AIEB: guyot al este de la dorsal Broken Ridge AIEB: dorsal de Kiushu-Palau; fosa occidental de las Kuriles, fosa del Japón, fosa de Izu-Ogasawara y norte de la fosa de las Marianas; área de la fosa de Riukiu
Océano Índico, mar Arábigo, golfo de Bengala, mar Rojo, golfo de Adén y golfo Pérsico	No hay conocimientos suficientes para observar cambios	Dorsales y emersiones, mesetas, bancos: exploración de recursos minerales (cap. 18); hidrocarburos mar adentro (cap. 19); expansión de las pesquerías (cap. 15) Fosas: contaminación	AIEB: zona de convergencia subtropical Veda de la pesca de fondo: veda de la pesca de fondo fijada por la Organización Pesquera del Atlántico Sudoriental AIEB: guyot al este de la dorsal Broken Ridge
Océano Pacífico Norte	No hay conocimientos suficientes para observar cambios	Dorsales y emersiones, mesetas, bancos: exploración de recursos minerales (cap. 18); hidrocarburos mar adentro (cap. 19); expansión de las pesquerías (cap. 15) Fosas: contaminación	AIEB: dorsal de Kiushu-Palau; fosa occidental de las Kuriles, fosa del Japón, fosa de Izu-Ogasawara y norte de la fosa de las Marianas; área de la fosa de Riukiu
Océano Pacífico Sur	Clima: tendencia al calentamiento en el Pacífico Norte oriental	Dorsales y emersiones, mesetas, bancos: exploración de recursos minerales (cap. 18); expansión de las pesquerías (cap. 15) Fosas: contaminación	AIEB: dorsales de Salas y Gómez y Nazca, confluencia Kermadec-Tonga-Louisville
Océano Antártico	No hay conocimientos suficientes para observar cambios	Dorsales y emersiones, mesetas, bancos: exploración de recursos minerales (cap. 18); expansión de las pesquerías (cap. 15) Fosas: contaminación	Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos: medida de conservación 22-06 (2019), pesca de fondo en la zona de la Convención
Océano Antártico	Clima: calentamiento, cambio en la circulación y los flujos de carbono orgánico particulado; (zona oriental de la dorsal del Scotia), alteración de la distribución de las especies	Dorsales y emersiones, mesetas, bancos: exploración de pesquerías (cap. 15); Fosas: contaminación	Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos: medida de conservación 22-06 (2019), pesca de fondo en la zona de la Convención

5. Perspectivas

Quedan por resolver muchas incógnitas sobre los entornos y ecosistemas de las profundidades marinas, pero en la última década se han llevado a cabo importantes investigaciones y se prevé que se realicen más en los próximos diez años. Las Naciones Unidas proclamaron el Decenio de las Ciencias Oceánicas para el Desarrollo Sostenible (2021–2030)⁵ con el fin de apoyar los esfuerzos por corregir el ciclo de deterioro de la salud de los océanos y reunir a instancias de todo el mundo en torno a un marco común para que las ciencias oceánicas puedan ayudar plenamente a los países a crear condiciones más propicias al desarrollo sostenible de los océanos. La Comisión Oceanográfica Intergubernamental coordinará esta labor y la Comisión Europea ha creado cinco misiones europeas de investigación e innovación, una de ellas dedicada a los océanos y los mares.

La gran cobertura que recientemente han recibido algunas iniciativas privadas en los medios de comunicación ha fomentado el interés en la exploración de dorsales y fosas, con lo que un público cada vez más amplio podría interesarse por esos ecosistemas.

Las dorsales y mesetas sustentan numerosos ecosistemas marinos vulnerables (comunidades bentónicas con predominio de corales y esponjas y respiraderos hidrotermales) que están protegidos por reglamentos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura. Sin embargo, la posible explotación minera en las dorsales y emisiones de sulfuros polimetálicos y costras de manganeso ricas en cobalto plantea nuevas amenazas para esos ecosistemas. Actualmente, la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos está elaborando reglamentos sobre explotación que incluyen evaluaciones del impacto y disposiciones de protección. Se espera que las recomendaciones finales se formulen antes de que termine 2020 (cap. 18).

En el marco del Convenio sobre la Diversidad Biológica,⁶ se ha empezado a promover un acuerdo internacional sobre la creación de redes representativas de áreas marinas protegidas y otras medidas eficaces de conservación de zonas concretas, una de cuyas metas es lograr que en 2020 se haya cubierto el 10 % de la superficie marina total (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2010). También se ha iniciado un programa para detectar áreas de importancia ecológica y biológica (CDB, 2009).

Los recursos genéticos marinos de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional, alta mar y la Zona (fondos marinos, suelo oceánico y su subsuelo fuera de los límites de la jurisdicción nacional) no están reglamentados, lo que supone un problema especialmente importante por varios motivos: a) se desconoce el potencial económico en sectores como los productos farmacéuticos, la biorremediación, los cosméticos y las innovaciones nutraceuticas o biomédicas; y b) no en todo el mundo existe la misma capacidad de utilizar los recursos genéticos marinos. Dado que el acceso a esos recursos comienza casi siempre con la investigación científica marina, que, al ser una de las libertades de alta mar, está sujeta a las disposiciones pertinentes de la Parte XIII de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar (por ejemplo, el intercambio de información y conocimientos), ya existe en parte una base para elaborar nuevos regímenes jurídicos de ordenación de los recursos genéticos marinos en las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional (Broggiato et al., 2014).

Actualmente se está negociando en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar un instrumento internacional jurídicamente vinculante relativo a la conservación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional, que se centra

⁵ Véase la resolución de la Asamblea General 72/73.

⁶ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1760, No. 30619.

en un paquete de temas: los mecanismos de gestión basados en zonas geográficas específicas, incluidas las áreas marinas protegidas, las evaluaciones del impacto ambiental, la creación de capacidad y la transferencia de tecnología marina, y los recursos genéticos marinos, incluidas las cuestiones relativas a la distribución de los beneficios (Rabone et al., 2019).⁷ Sin embargo, pese a todo ello y a que

está previsto reducir el uso de productos de plástico desechables y los vertidos al mar, las aguas profundas acaban convirtiéndose en un sumidero. Los vertidos y la contaminación son especialmente preocupantes en las fosas hadales, porque ese tipo de materiales tienden a concentrarse a lo largo de sus ejes, afectando a los organismos que allí habitan (Jamieson et al., 2017).

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos

La mayoría de las investigaciones sobre las dorsales realizadas en la última década guardaban relación con estudios de respiraderos hidrotermales y determinados montes submarinos (caps. 7P y 7L), elementos que no son sino una pequeña parte del sistema mundial de dorsales. En el caso de las dorsales, las mesetas y las fosas, seguirán existiendo grandes carencias en el conocimiento científico de la distribución de la biodiversidad y las escalas espaciales, la composición de las especies y su abundancia.

Como suele ocurrir con las profundidades marinas, los conocimientos sobre el reino pelágico son especialmente escasos, incluso en aspectos básicos de la biodiversidad como la composición y abundancia de las especies y las variaciones espaciales y temporales, pero tampoco se conocen bien ciertos aspectos de los ecosistemas bentónicos. Se necesitan datos ecológicos y ambientales sobre cuestiones como los patrones de la historia vital, la topografía del sustrato y la dinámica oceánica en mesoescala para preparar modelos del flujo de partículas, la red alimentaria y la idoneidad del hábitat que aborden las respuestas ecosistémicas frente a las perturbaciones. Debido a la falta de conocimientos, las profundidades marinas siguen siendo una “caja negra” en las simulaciones de modelos globales.

Además, la ciencia apenas está empezando a comprender la influencia que los impactos hu-

manos tendrán en las funciones ecosistémicas de los fondos marinos y, por ende, en los servicios que sus ecosistemas prestan a la sociedad (Thurber et al., 2014), conocimiento que es fundamental para una gestión eficaz de los océanos. Gracias a varias iniciativas recientes (por ejemplo, Deep-Ocean Stewardship Initiative o Deep Ocean Observing Strategy), los biólogos que estudian las profundidades submarinas han determinado que hay que responder cuatro preguntas clave para lograr su ordenación sostenible (Deep-Ocean Stewardship Initiative (DOSI), 2019), a saber: a) ¿cuál es la diversidad de la vida en las profundidades oceánicas? b) ¿cuál es la conexión entre las poblaciones y los hábitats? c) ¿qué papel desempeñan los organismos vivos en la función ecosistémica y la prestación de servicios de los ecosistemas? y d) ¿cómo responden las especies, las comunidades y los ecosistemas a las perturbaciones? Aunque se presentan como preguntas generales sobre las profundidades marinas, también pueden plantearse perfectamente en el contexto específico de las dorsales, las mesetas y las fosas y deben considerarse prioritarias en futuras investigaciones.

⁷ Véase la resolución de la Asamblea General 72/249.

7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

Solo unos cuantos países desarrollados tienen acceso a las profundidades oceánicas, aunque la inmensa mayoría se encuentran dentro de zonas económicas exclusivas de países en desarrollo y en alta mar. El factor que más limita la exploración es la falta de tecnología, como vehículos submarinos. La disparidad a este respecto es probablemente la más difícil de superar por razones financieras y técnicas, pero se han propuesto redes de investigación colaborativas e interdisciplinarias para optimizar el tiempo en el mar (Levin et al., 2019b). También es necesario adoptar un enfoque multidisciplinario para encontrar nuevas formas de crear modelos de fácil acceso para predecir los cambios y la vulnerabilidad y mejorar las evaluaciones ambientales.

Hay asimismo importantes carencias en el ámbito de la especialización, sobre todo en los países en desarrollo. Es preciso formar a una nueva generación de científicos, particu-

larmente en aspectos como las mejores prácticas, las aptitudes taxonómicas, el enfoque ecosistémico y la forma de explorar, gestionar y conservar las profundidades marinas utilizando los instrumentos más modernos.

La colaboración internacional mediante programas como los que ofrecen el Intercambio Internacional de Datos e Información Oceanográficos de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura y el Programa de Enseñanza y Formación Profesional de la Organización Meteorológica Mundial, o nuevas iniciativas dedicadas a la investigación de las profundidades submarinas, puede contribuir a facilitar el acceso a la tecnología y los materiales de capacitación, por ejemplo, con cursos específicos, participación en cruceros de investigación, pasantías de investigación sobre el terreno, desarrollo de instrumentos y análisis de datos.

Bibliografía

- Alt, Claudia H. S., et al. (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, págs. 1–12.
- Beaulieu, Stace E., et al. (2013). An Authoritative Global Database for Active Submarine Hydrothermal Vent Fields. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 14, No. 11, págs. 4892–4905.
- Beazley, Lindsay I., et al. (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, págs. 1471–1490.
- Bird, Peter (2003). An updated digital model of plate boundaries. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, vol. 4, No. 3, págs. 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, págs. 3841–3868.
- Bober, Simon, et al. (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, págs. 91–104.

- Brandt, A., et al. (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, págs. 106–120.
- Brandt, A., et al. (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., et al. (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, págs. 176–185.
- Cathalot, Cécile, et al. (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.
- Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales (2019). Protected Planet: The World Database on Protected Areas. Cambridge, UK: PNUMA-CMVC y UICN. Disponible en: www.protectedplanet.net.
- Chiba, Sanae, et al. (2018). Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, vol. 96, págs. 204–212.
- Compton, Tanya J., et al. (2013). Biophysical Patterns in Benthic Assemblage Composition across Contrasting Continental Margins off Nueva Zelandia. *Journal of Biogeography*, vol. 40, No. 1, págs. 75–89.
- Davies, Andrew J., y 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., et al. (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, págs. 91–98.
- Five Deeps Expedition (2019). Accessed 12 September 2019. <https://fivedeeps.com/>.
- Fujii, Toyonobu, et al. (2013). Deep-sea amphipod community structure across abyssal to hadal depths in the Peru-Chile and Kermadec trenches. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 492, págs. 125–138.
- Gallo, Natalya D., et al. (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, págs. 119–133.
- Gerringer, Mackenzie E., et al. (2017). Pseudoliparis swirei sp. nov.: a newly-discovered hadal snailfish (Scorpaeniformes: Liparidae) from the Mariana Trench. *Zootaxa*, vol. 4358, No. 1, págs. 161–177.
- Gomes-Pereira, José Nuno, et al. (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, págs. 33–48.
- Guillaumot, Charlène, et al. (2018). Benthic species of the Kerguelen Plateau show contrasting distribution shifts in response to environmental changes. *Ecology and Evolution*, vol. 8, No. 12, págs. 6210–6225.
- Harris, Peter T., et al. (2014). Geomorphology of the Oceans. *Marine Geology*, vol. 352, págs. 4–24.
- Harris, Peter T., y 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, págs. 22–38.
- Henry, Lea-Anne, et al. (2013). Cold-water coral reef habitats benefit recreationally valuable sharks. *Biological Conservation*, vol. 161, págs. 67–70.

- Honda, M. C., et al. (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, págs. 3525–3534.
- Ichino, Matteo C., et al. (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, págs. 21–33.
- Jamieson, A. J. (2015). *The Hadal Zone: Life in the Deepest Oceans*. Cambridge University Press.
- Jamieson, Alan J., et al. (2009). HADEEP: Free-falling landers to the deepest places on Earth. *Marine Technology Society Journal*, vol. 43, No. 5, págs. 151–160.
- _____ (2010). Hadal trenches: the ecology of the deepest places on Earth. *Tendencias in Ecology & Evolution*, vol. 25, No. 3, págs. 190–197.
- _____ (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, págs. 49–62.
- _____ (2019). Microplásticos 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., et al. (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, págs. 107–113.
- Jamieson, A. J., et al. (2018). Exploring the hadal zone: recent advances in hadal science and technology. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 155, págs. 1–3.
- Jamieson, A. J., et al. (2017). Bioaccumulation of persistent organic pollutants in the deepest ocean fauna. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 1, No. 3, págs. 1–4.
- Jennings, R., et al. (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, et al. (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, et al. (2012). Disturbance of deep-sea environments induced by the M9.0 Tohoku Earthquake. *Scientific Reports*, vol. 2, art. 270.
- Kioka, A., et al. (2019). Megathrust earthquake drives drastic organic carbon supply to the hadal trench. *Scientific Reports*, vol. 9, No. 1, págs. 1–10.
- Kitahashi, Tomo, et al. (2014). Effect of the 2011 Tohoku Earthquake on deep-sea meiofaunal assemblages inhabiting the landward slope of the Japan Trench. *Marine Geology*, vol. 358, págs. 128–137.
- Knox, Matthew A., et al. (2012). Mitochondrial DNA (COI) analyses reveal that amphipod diversity is associated with environmental heterogeneity in deep-sea habitats. *Molecular Ecology*, vol. 21, No. 19, págs. 4885–4897.
- Lacey, Nichola C., et al. (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, págs. 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, y 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, págs. 237–247.

- Leduc, Daniel, et al. (2012). Nematode beta diversity on the continental slope of Nueva Zelandia: spatial patterns and environmental drivers. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 454, págs. 37–52.
- Leduc, Daniel, et al. (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, págs. 105–118.
- _____ (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, págs. 264–275.
- Levin, Lisa A., et al. (2019a). Climate change: overview and drivers. Capítulo 2 de: *Deep Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Pesca*, eds. L. Levin et al. FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper. Roma, FAO, págs. 56–79.
- _____ (2019b). Global Observing Needs in the Deep Ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 241.
- Luo, Min, et al. (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, págs. 98–106.
- Morato, Telmo, et al. (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, et al. (2017). Zealandia: Earth's hidden continent. *GSA Today*, vol. 27, No. 3, págs. 27–35.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 51: Biological communities on seamounts and other submarine features potentially threatened by disturbance. En: *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- _____ (2017b). *The First Global Integrated Marine Assessment: Evaluación Mundial de los Océanos I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Narayanaswamy, Bhavani E., et al. (2013). First observations of megafaunal communities inhabiting George Bligh Bank, northeast Atlantic. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 92, págs. 79–86.
- Oguri, Kazumasa, et al. (2013). Hadal disturbance in the Japan Trench induced by the 2011 Tohoku-Oki Earthquake. *Scientific Reports*, vol. 3, art. 1915.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2009). *Directrices Internacionales para la Ordenación de las Pesquerías de Aguas Profundas en Alta Mar*. Roma. 73 págs.
- Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (UNESCO) (2009). *Global Open Oceans and Deep Seabed (GOODS) Bioregional Classification*. UNESCO-IOC, Technical Series 84. París: UNESCO.
- Peoples, Logan Maxwell, et al. (2019). Microbial Community Diversity within Sediments from Two Geographically Separated Hadal Trenches. *Frontiers in Microbiology*, vol. 10, art. 347.
- Pham, Christopher K., et al. (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, págs. 80–88.
- Pham, Christopher K., et al. (2014). Deep-water longline fishing has reduced impact on Vulnerable Marine Ecosystems. *Scientific Reports*, art. 4837.
- Picard, Kim, et al. (2018). Malasia Airlines flight MH370 search data reveal geomorphology and seafloor processes in the remote southeast Indian Ocean. *Marine Geology*, vol. 395, págs. 301–319.
- Priede, Imants G. (2017). *Deep-Sea Fishes: Biology, Diversity, Ecology and Pesca*. Cambridge University Press.

- Rabone, Muriel, et al. (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., et al. (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, págs. 50–57.
- Sautya, Sabyasachi, et al. (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, págs. 409–417.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (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: CDB.
- _____ (2010). Decisión adoptada por la Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica en su Décima Reunión: X/2. El Plan Estratégico para la Diversidad Biológica 2011–2020 y las Metas de Aichi para la Diversidad Biológica. En: Conferencia de las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica. www.cbd.int/doc/decisions/cop-10/cop-10-dec-02-es.pdf.
- Stendardo, Ilaria, et al. (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, págs. 85–98.
- Stewart, Heather A., y 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., et al. (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa: Science of the Anthropocene*, vol. 5, págs. 1–23.
- Thurber, Andrew R., et al. (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 14, págs. 3941–3963.
- Vivier, Frédéric, et al. (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, págs. 12–26.
- Watling, Les, et al. (2013). A proposed biogeography of the deep ocean floor. *Progress in Oceanography*, vol. 111, págs. 91–112.
- Yancey, Paul H., et al. (2014). Marine fish may be biochemically constrained from inhabiting the deepest ocean depths. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 111, No. 12, págs. 4461–4465.
- Yesson, Chris, et al. (2012). Global habitat suitability of cold-water octocorals. *Journal of Biogeography*, vol. 39, No. 7, págs. 1278–1292.
- Zhang, Weipeng, et al. (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, y 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, págs. 189–196.

Capítulo 7P

Respiraderos

hidrotermales y

rezumaderos fríos

Contribuidores: Nadine Le Bris (coordinador), Hilconida Calumpang (responsable), Sanae Chiba (responsable del subcapítulo), Ana Colaço, Elva Escobar, Anna Metaxas, Paraskevi Nomikou, Julia Sigwart, Verena Tunnicliffe y Hiromi Watanabe.

Ideas clave

- Los respiraderos hidrotermales y los rezumaderos fríos albergan hábitats y comunidades de singular complejidad, así como especies endémicas, y tienen gran biomasa y productividad debido a la quimiosíntesis.
- Esos ecosistemas generan innovaciones biotecnológicas y biomédicas.
- También desempeñan un papel importante en los procesos oceánicos mundiales, puesto que capturan CO₂ y metano y contribuyen a la productividad de la superficie del mar mediante la exportación de hierro.
- En los últimos cinco años se han localizado miles de campos de respiraderos y rezumaderos fríos utilizando nuevas herramientas para detectar señales en la columna de agua.
- Las investigaciones más recientes obedecen a la exploración de recursos (sulfuros polimetálicos e hidratos de metano) y a la necesidad de cartografiar y proteger los hábitats y las especies vulnerables.
- La Autoridad Internacional de los Fondos Marinos ha expedido desde 2011 siete contratos de exploración de sulfuros polimetálicos en campos de respiraderos de las dorsales mesoceánicas del Índico y el Atlántico.
- Los ecosistemas marinos vulnerables y las áreas marinas protegidas que se encuentran en zonas económicas exclusivas y en zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional brindan protección a algunos respiraderos y rezumaderos.
- La conservación de los respiraderos o los rezumaderos determinó el establecimiento de ocho áreas protegidas por la legislación nacional dentro de zonas económicas exclusivas.
- Faltan conocimientos sobre cuestiones como la distribución espacial y temporal, los impactos causados por perturbaciones directas, los cambios en la circulación de las aguas profundas, la desoxigenación, el calentamiento y la acidificación.
- El calentamiento de los océanos que provoca la disociación de los hidratos de gases, ejerce una presión importante sobre la actividad de los rezumaderos fríos y los ecosistemas.
- Es prioritario crear capacidad, particularmente en los Estados insulares.

1. Introducción

1.1. Alcance y resumen de la situación de referencia descrita en la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

Los respiraderos hidrotermales surgen cuando una fuente de calor impulsa la circulación del agua de mar a través del fondo submarino, mientras que los rezumaderos fríos emiten fluidos ricos en hidrocarburos que emanan de la materia orgánica enterrada, los depósitos de combustibles fósiles o los hidratos de metano. Ambos tipos de entornos contienen fluidos de muy distinta composición y diversos tipos de hábitat (Cordes et al., 2009; Watanabe et al., 2010; Levin y Sibuet, 2012; Le Bris et al., 2019).

El presente capítulo se centra en la vida marina y los hábitats del fondo oceánico afectados por las emisiones de fluidos, incluidos los rezumaderos y respiraderos poco profundos, que son importantes para la biodiversidad y la biogeografía locales y el flujo de gases de efecto invernadero hacia la atmósfera, e influyen incluso a larga distancia tanto en el fondo marino como en la columna de agua. En el capítulo 45 de la primera *Evaluación Mundial de los Océanos* (Naciones Unidas, 2017a) se señalaba la creciente exploración de los respiraderos hidrotermales, particularmente en busca de recursos minerales, y se informaba sobre la evolución de la conservación de los respiraderos o rezumaderos situados dentro de zonas económicas exclusivas y fuera de las jurisdicciones nacionales.

1.2. Influencia en otros componentes marinos y viceversa

El sostén de la elevada biomasa local de productores primarios microbianos quimiosintéticos y la fauna conexas son los flujos de metano, sulfuro de hidrógeno o hidrógeno o con bajo contenido de hierro y manganeso. Muchos taxones especializados albergan bacterias simbióticas (Dubilier et al., 2008) y son especies fundamentales para el ecosistema (Govenar, 2010). Las distintas comunidades del mundo están formadas por familias similares y, en función de las especies endémicas, se distribuyen en 11 regiones biogeográficas (Rogers et al., 2012; Moalic et al., 2012). Los hábitats periféricos aprovechan los recursos quimiosintéticos (Levin et al., 2016), mientras que los penachos hidrotermales exportan metales y material orgánico y contribuyen al presupuesto de hierro disponible en cada región y a nivel mundial (Resing et al., 2015; German et al., 2016; Tagliabue y Resing, 2016).

1.3. Importancia para las comunidades y el bienestar humanos

1.3.1. Caladeros

Los organismos sésiles, incluidas las especies que crean hábitats (esponjas y corales blandos y duros), aprovechan los sustratos duros que se forman en los respiraderos y rezumaderos, contribuyendo a establecer hábitats esenciales para los peces que viven en el fondo (United States Pacific Fishery Management Council, 2019). La producción primaria quimiosintética puede contribuir a la productividad de las poblaciones de peces que se comercializan: por ejemplo, los cangrejos que se pescan frente a las costas de Columbia Británica (Canadá) asimilan el carbono procedente de fuentes quimiosintéticas (Seabrook et al., 2019). Frente a la costa de California (Estados Unidos) se observó que los rezumaderos aumentaban la densidad de las poblaciones de especies de interés pesquero (Grupe et al., 2015).

1.3.2. Regulación del flujo de gases de efecto invernadero

Los respiraderos son una fuente natural de CO₂ y metano, que se producen al desgasificarse el magma, serpentinizarse el manto y degradarse la materia orgánica diagenética en los sedimentos enterrados. Los procesos quimioautotróficos y metanotróficos contribuyen a atrapar las emisiones en el fondo del mar (Orcutt et al., 2011; Wankel et al., 2011; Römer et al., 2014a; Ruppel y Kessler, 2017) y la oxidación anaeróbica del metano que realizan las arqueas es una vía de secuestro fundamental (Boetius y Wenzhöffer, 2013). A nivel local, el hierro hidrotermal puede fertilizar las aguas superficiales (Guieu et al., 2018; Ardyna et al., 2019) y, a nivel mundial, contribuye al sumidero de CO₂ creado por el fitoplancton oceánico.

1.3.3. Modelos ecológicos para la adaptación y la resiliencia

Los respiraderos hidrotermales y los rezumaderos fríos sirven de modelo para estudiar las respuestas de los animales expuestos a un nivel alto de CO₂ y bajo pH, temperaturas extremas, hipoxia y sulfuros y metales y metaloides tóxicos, y ayudan a conocer mejor las adaptaciones bioquímicas, fisiológicas y comportamentales (por ejemplo, Hall-Spencer et al., 2008; Tunnicliffe et al., 2009; Childress y Girguis, 2011; Di Carlo et al., 2017; Rossi y Tunnicliffe, 2017). Las pautas de colonización permiten comprender la capacidad de dispersión de las larvas, la dependencia de las especies y la resiliencia a las perturbaciones (Gollner et al., 2017; Mullineaux et al., 2018). Los enfoques basados en rasgos funcionales examinan las contribuciones tanto de las especies comunes como de las más raras (Chapman et al., 2018).

1.3.4. Innovaciones biotecnológicas y biomédicas

Se han hecho descubrimientos biotecnológicos que reflejan la singular interacción entre los microbios y animales y las condiciones extremas del hábitat, como moléculas antibióticas en gusanos hidrotermales (Tasiemski et al., 2014; Papot et al., 2017), genes de resistencia a los metales en microbios de respiraderos

que permiten la desintoxicación enzimática en entornos contaminados (Vetriani et al., 2005; Colaço et al., 2006) y vías de fijación quimioautotrófica de carbono importantes para el secuestro de emisiones de CO₂ (Scott et al., 2018; Rubin-Blum et al., 2019).

1.3.5. Interés de la opinión pública por el océano

Los descubrimientos y las imágenes de estos llamativos ecosistemas tienen gran difusión pública en todo el mundo y, junto con los cruces telepresenciales, libros, películas, representaciones teatrales, juegos y juguetes sobre el tema, sirven de inspiración para proyectos de ciencia ciudadana. Los ecosistemas demuestran las diversas adaptaciones de los taxones de las profundidades submarinas, las funciones de los microbios y el origen de la vida en la Tierra.

1.4. Avances en materia de conocimientos y capacidad

1.4.1. Exploración y cartografía

La cartografía sistemática con vehículos submarinos autónomos que rastrean la columna de agua para detectar anomalías (por ejemplo, en la temperatura, el potencial de redox o el metano, las burbujas de gas o las partículas) ha mejorado la capacidad de localizar rezumaderos o respiraderos (Baker et al., 2016; James et al., 2016; Andreassen et al., 2017; Baumberger et al., 2018).

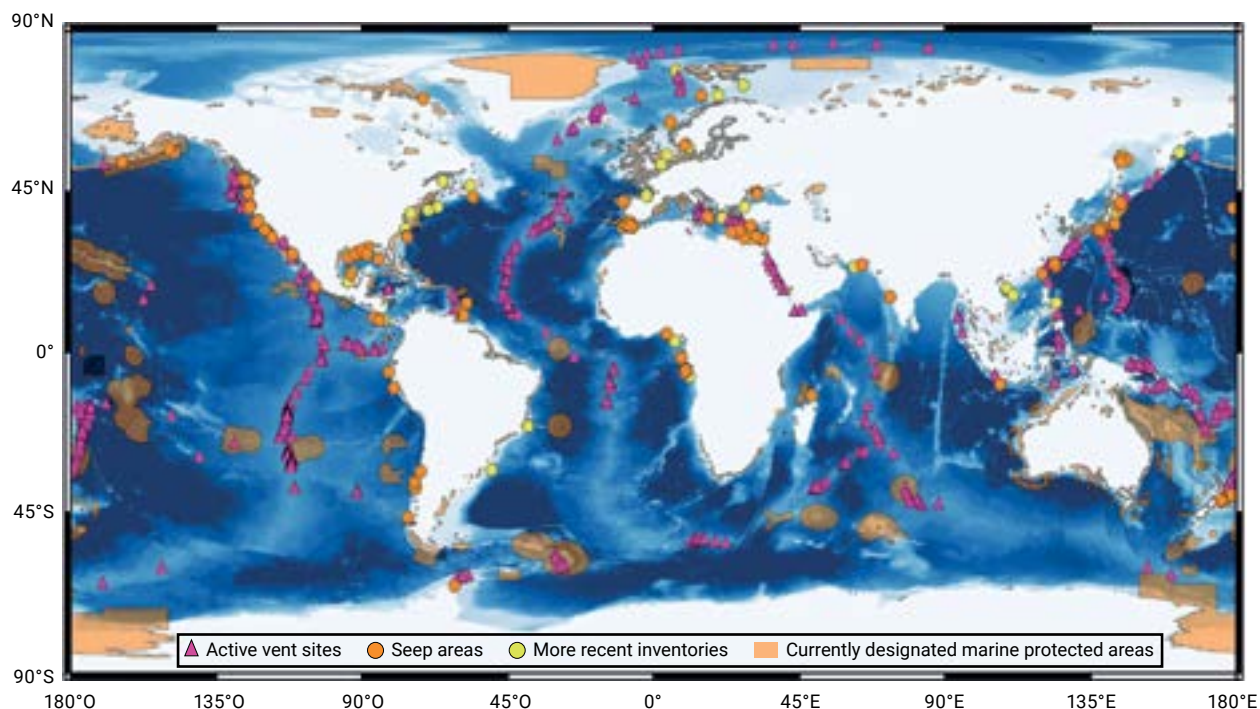
La exploración de los sistemas de respiraderos y rezumaderos se ha ampliado en las zonas de subducción del Pacífico Norte occidental (por ejemplo, Baker et al., 2017) y en las dorsales

del Ártico (Marques et al., 2020), en el océano Antártico (Linse et al., 2019) y en las dorsales del Índico central, occidental y oriental (Copley et al., 2016; Zhou et al., 2018; Gerdes et al., 2019; figura I). Desde la primera Evaluación (Naciones Unidas, 2017b), se han detectado más zonas de filtración de metano en las costas de los Estados Unidos (Quattrini et al., 2015; Baumberger et al., 2018), en el mar de China meridional (Feng et al., 2018), en el Brasil (Atlántico Sur occidental) (Ketzer et al., 2019), en el Caribe (Digby et al., 2016) y en la India (golfo de Bengala) (Mazumdar et al., 2019). Gracias a la mejor resolución de la cartografía de los fondos marinos se obtuvieron distribuciones detalladas de las agregaciones faunísticas que pueden servir de referencia para evaluar su respuesta a las actividades humanas (Thorn-ton et al., 2016; Gerdes et al., 2019).

1.4.2. Variabilidad espacial y temporal

Repetidos estudios muestran que las comunidades pueden permanecer estables durante décadas en las dorsales oceánicas de progresión lenta (Cuvelier et al., 2011) y en algunas cuencas de retroarco (Du Preez y Fisher, 2018). Esta posibilidad cuestiona el paradigma, basado en las dorsales de progresión rápida, de que las comunidades de los respiraderos son dinámicas y resilientes a las perturbaciones. Las fuentes de energía geotérmica y geoquímica variables alimentan ambos ecosistemas, incluidos los sistemas híbridos situados en los márgenes sedimentados (Goffredi et al., 2017). Los modelos genéticos e hidrodinámicos revelan pautas de conectividad de las poblaciones que son cruciales para gestionar el desarrollo de los recursos de los fondos marinos (Mullineaux et al., 2018; Suzuki et al., 2018).

Figura I
Respiraderos activos, zonas de rezumaderos y áreas marinas protegidas



Fuentes: para los respiraderos activos, InterRidge Vent Database (Beaulieu y Szafranski, 2020); para las zonas de rezumaderos, base de datos Biogeography of Deep-Water Chemosynthetic Ecosystems (ChEssBase, 2019) y otros inventarios más recientes como los de Olu et al. (2010), Quattrini et al. (2015), Baumberger et al. (2018), Feng et al. (2018), Etiope et al. (2019) y MacDonald et al. (2020); para las áreas marinas protegidas, Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales (2019); para la batimetría www.gebco.net/data_and_products/gridded_bathymetry_data.

Nota: El mapa se creó usando Q-GIS, versión 2.18.20 (QGIS Development Team, 2018).

2. Cambios ambientales registrados desde la primera *Evaluación Mundial de los Océanos*

2.1. Cambios en la situación general

2.1.1. Fuerzas motrices y presiones

Los cambios que afectan a los respiraderos y rezumaderos obedecen a factores como la creciente demanda económica de energía, metales estratégicos y alimentos (figura II). La demanda de combustibles fósiles impulsa la explotación del petróleo y el gas mar adentro a profundidades superiores a los 1.500 m (Cordes et al., 2016; véase el cuadro). También está aumentando la pesca de aguas profun-

das en los montes submarinos, los taludes insulares, las dorsales mesoocéánicas y los márgenes continentales con ecosistemas de respiraderos y rezumaderos. Los ecosistemas de rezumaderos situados en los márgenes continentales están expuestos al calentamiento de las aguas profundas y a una mayor disociación de los hidratos de metano (James et al., 2016; Ruppel y Kessler, 2017), la expansión de la hipoxia (Breitburg et al., 2018) y la acidificación de los océanos (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC), 2019; véase el cuadro). Entre las espe-

cies vulnerables, cabe mencionar las de holobiontes quimiosintéticos cuya demanda de oxígeno es particularmente grande (Childress y Girguis, 2011) y la fauna que depende de sus

tratos de carbonatos (Ramirez-Llodra et al., 2011; Levin and Le Bris, 2015; Sweetman et al., 2017; figura II, véase el cuadro).

Figura II

Síntesis del enfoque basado en fuerzas motrices, presiones, situación, impacto y respuesta aplicado a los respiraderos y rezumaderos

Actualmente significativa a nivel mundial:

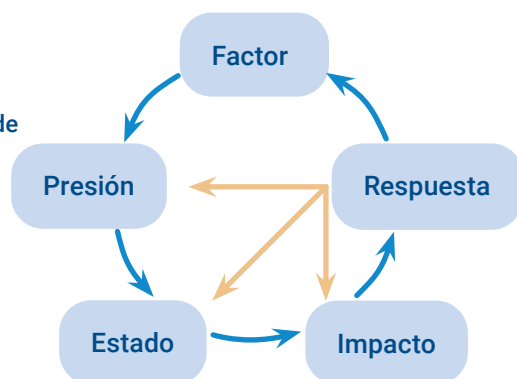
- Calentamiento, disociación de hidratos
- Desoxigenación y acidificación
- Pesca de arrastre
- Cambios en la circulación oceánica
- Desarrollo de las industrias extractivas (minería, pesca, energía)
- Emisiones de CO₂ y cambio climático
- Energía geotérmica
- Geoingeniería climática (potencial)

Menor/creciente:

- Prospecciones y estudios del impacto
- Contaminación (derrames de petróleo)
- Vertido de desechos (minería)

Posibles amenazas futuras:

- Extracción de minerales
- Aprovechamiento de recursos biológicos
- Retención de CO₂ en el subsuelo marino
- Pérdida y fragmentación de hábitats
- Reducción de las poblaciones y la capacidad de dispersión de ciertas especies
- Factores abióticos que afectan a la estabilidad y las funciones de los ecosistemas (acidificación, desoxigenación, calentamiento, turbidez, hidrodinámica)



- Reducción de las emisiones de CO₂
- Designación y gestión de AMP
- Cartografía de los fondos marinos y planificación espacial marina
- Promoción y vigilancia de conocimientos
- Desarrollo de la capacidad y participación pública

- Pérdida de diversidad genética
- Pérdida de patrimonio cultural
- Pérdida de capacidad de retención de GEI
- Pérdida de zonas de cría de especies de pesca
- Acumulación de sustancias tóxicas en especies comerciales
- Impacto en el turismo

Nota: Resumen de la información desarrollada en las secciones 2 y 3.

Se están desarrollando más actividades de exploración de depósitos de sulfuros masivos en el fondo del mar (Petersen et al., 2016) y pruebas de tecnologías extractivas (Okamoto et al., 2019) (véase el cuadro). En 2018, la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos había expedido siete contratos de exploración de sulfuros polimetálicos en zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional en partes de las dorsales mesoceánicas del Atlántico y el Índico que albergaban respiraderos activos e inactivos (cap.

18). También se han encontrado ecosistemas de respiraderos en zonas económicas exclusivas que cuentan con licencias de exploración de depósitos de sulfuros masivos en el fondo marino. Aunque podrían explotarse los depósitos de sulfuros masivos inactivos (cap. 18), todavía no se ha definido bien el término “inactivo” y apenas se han estudiado las características biológicas y ecológicas de esos depósitos (Van Dover et al., 2019), particularmente cuan-

do solo hay respiraderos de fluidos difusos que no siempre se detectan en la columna de agua.

2.1.2. Estado de los cambios relacionados con las presiones y posibles impactos

Algunos estudios han detectado cambios en el sustrato, emisiones de respiraderos y fauna nueva junto a lugares donde se habían realizado perforaciones (Nakajima et al., 2015), en contraste con los resultados de otro estudio de impacto (Copley et al., 1999). Se ha predi-

cho que los daños causados por la pesca de arrastre causarán destrucción (Bowden et al., 2013) y se ha documentado el impacto que tiene en los rezumaderos el vertido de desechos del procesamiento de minerales (Samadi et al., 2015). También se ha observado una creciente presencia de desechos plásticos en los rezumaderos (Chiba et al., 2018) y se han documentado la expansión de la hipoxia, la acidificación y el calentamiento de las regiones que albergan rezumaderos y respiraderos (IPCC, 2019).

3. Consecuencias económicas y sociales

3.1. Mecanismos de gestión por zonas

Hay ocho zonas de respiraderos o rezumaderos protegidas por la legislación nacional dentro de las zonas económicas exclusivas del Canadá, los Estados Unidos, Francia, México y Portugal (véase el cuadro). Fuera de las jurisdicciones nacionales, la Comisión OSPAR establecida por el Convenio para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste¹ clasificó las “dorsales oceánicas con respiraderos o campos hidrotermales” como hábitats amenazados o en peligro que debían incluirse en su red de áreas marinas protegidas de la Región V de la zona marítima (Ártico y Atlántico Norte) (Comisión OSPAR para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (OSPAR), 2014, 2018; véase el cuadro).

Se han descrito varios campos de respiraderos hidrotermales como áreas de importancia ecológica y biológica en el marco del proceso del Convenio sobre la Diversidad Biológica (Dunn et al., 2014; Bax et al., 2016; véase el cuadro). Las áreas de importancia ecológica y biológica no son un mecanismo de gestión por zonas, pero aportan información que puede influir en los procesos decisorios. Aunque se ha recomendado que algunos rezumaderos sean declarados áreas de importancia ecológica y

biológica, son pocos los que tienen un estatuto específico (véase el cuadro).

Los hábitats que albergan ecosistemas quimio-sintéticos se consideran áreas especialmente protegidas en virtud del Convenio para la Protección del Medio Marino y de la Región Costera del Mediterráneo de 1995² (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente, Plan de Acción para el Mediterráneo, 2017; véase el cuadro). Otro mecanismo de conservación de la diversidad biológica son las evaluaciones de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, como la que se llevó a cabo recientemente en los respiraderos del océano Índico (Sigwart et al., 2019).

La Asamblea General, en su resolución 71/123, de 7 de diciembre de 2016, relativa a la pesca sostenible, acogió con beneplácito las medidas adoptadas por los Estados para eliminar las prácticas pesqueras destructivas, a raíz de lo cual aumentó el número de respiraderos protegidos (Menini y Van Dover, 2019; figura I, véase el cuadro). De conformidad con las Directrices Internacionales para la Ordenación de las Pesquerías de Aguas Profundas en Alta Mar (Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO), 2009), las organizaciones regionales de ordenación pesquera reconocen que los respiraderos hidrotermales son ecosistemas marinos vulnerables

¹ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 2354, No. 42279.

² *Ibid.*, vol.1102, No. 16908.

(FAO, 2016). La elaboración de planes de gestión ambiental regional de la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos puede garantizar la protección de los respiraderos activos como áreas de especial interés ambiental, pero la escasez de datos dificulta la tarea (Dunn et al., 2018; cap. 27 de la presente Evaluación).

3.2. Consecuencias para el logro de los Objetivos de Desarrollo Sostenible

El Objetivo de Desarrollo Sostenible 14³ incluye la conservación y el uso sostenible de los océanos y sus recursos aplicando el derecho internacional reflejado en la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar.⁴ Para conseguirlo hay que evaluar las presiones acumulativas que el cambio climático y las actividades humanas ejercen en los respiraderos y rezumaderos (Levin y Le Bris, 2015) y hacer importantes inversiones en creación de capacidad, transferencia de tecnología y desarrollo de las investigaciones sobre los fondos marinos (Objetivo 4 y meta 4B, relativa a la transferencia de conocimientos y tecnología en los países en desarrollo). Las sociedades con cultura de mar promueven la conservación y el uso sostenible de los océanos apoyando las alianzas de múltiples interesados y el conocimiento público de los ecosistemas de respiraderos y rezumaderos (metas 17.16 y 17.17 de los Objetivos de Desarrollo Sostenible) mediante expediciones de investigación telepresenciales, iniciativas de ciencia ciudadana, notas de políticas (como las de Deep-Ocean Stewardship Initiative) y actividades educativas.

Los ecosistemas quimiosintéticos proporcionan “servicios ecosistémicos de regulación” para mitigar el impacto del cambio climático, puesto que filtran las emisiones naturales de metano y CO₂ (Thurber et al., 2014; James et al., 2016; Objetivo 7). El desarrollo del sector de las energías renovables contribuye al déficit previsto en el suministro de ciertos metales y ha estimulado la exploración de los recursos minerales de los fondos marinos. La posible explotación de depósitos de sulfuros masivos en los respiraderos de los fondos marinos perjudicaría el logro del Objetivo 14, ya que la introducción de contaminantes en la cadena trófica y la degradación de hábitats esenciales son incompatibles con las actividades pesqueras sostenibles. Además, podría ser perjudicial para la biodiversidad, las innovaciones biotecnológicas y los valores culturales (véase el cap. 18; véase también la secc. 2.1.1 de este capítulo).

³ Véase la resolución de la Asamblea General 70/1.

⁴ Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1833, No. 31363.

4. Principales cambios y consecuencias regionales

Amenazas, riesgos y evaluaciones y actividades de conservación que han surgido en el ámbito de los respiraderos y rezumaderos desde 2014

Cuenca	Exploración y explotación de recursos	Riesgo de aumento de las presiones acumulativas (incluido el cambio climático)	Evaluaciones y actividades en materia de conservación
Ártico	<p>Exploración de recursos minerales en las dorsales del Ártico</p> <p>Ampliación de la explotación de gases</p> <p>Expansión de las pesquerías</p>	<p>Explotación acelerada con retroceso del hielo marino combinada con calentamiento (Sweetman et al., 2017) debido a la desestabilización de los hidratos de metano (James et al., 2016)</p>	<p>Islandia: propuesta de incluir las zonas de respiraderos hidrotermales 1 y 2 del fiordo Eyjafjörður en la red OSPAR de AMP (OSPAR, 2018)</p>
Atlántico Norte	<p>Se firmaron tres contratos de la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos para la exploración de la dorsal mesoatlántica septentrional en una zona que alberga campos de respiraderos activos (Federación de Rusia, 2012; Francia, 2014; Polonia, 2018)</p>	<p>Calentamiento y acidificación de las aguas abisales o intermedias en el Atlántico Norte (Gehlen et al., 2014)</p> <p>Efectos de la dispersión de larvas en la columna de agua sobre la conectividad (FAO, 2018)</p>	<p>ZEE de Portugal: protección de los campos de respiraderos Menez Gwen, Lucky Strike y Rainbow; sitios de la Red Natura 2000; parque marino de las Azores</p> <p>AMP de alta mar de la dorsal mesoatlántica al norte de las Azores: columna de agua protegida por OSPAR; fondos marinos y subsuelo protegidos por Portugal (OSPAR, 2018)</p> <p>España: volcanes de fango del golfo de Cádiz, lugar de importancia comunitaria (Directiva Hábitat de la Unión Europea sobre la conservación de los hábitats naturales y la fauna y flora silvestres) (2014)</p> <p>Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente/Convenio sobre la Diversidad Biológica: campos de respiraderos Lost City, Broken Spur y TAG considerados AIEB</p>
Mediterráneo	<p>Ampliación de la extracción de gas natural en el Mediterráneo oriental y sudoccidental</p>	<p>Calentamiento de las aguas intermedias o profundas y desoxigenación; menor ventilación de las aguas abisales (Adloff et al., 2015)</p>	<p>Comisión General de Pesca del Mediterráneo de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (CGPM-FAO) (2018): veda de pesca en los ecosistemas marinos vulnerables con rezumaderos fríos de hidrocarburos del delta del Nilo</p>
Mar Negro		<p>El cambio de salinidad aumenta la desestabilización de los hidratos de metano (Riboulot et al., 2018) Expansión de la anoxia y amenazas a los ecosistemas de rezumaderos</p>	
Atlántico Sur	<p>Desarrollo de la exploración y explotación de petróleo y gas a gran profundidad frente a la costa del Brasil (Almada y Bernardino, 2017)</p>	<p>Amplia producción de petróleo en el margen continental frente a la costa del Brasil; límites a la exploración de rezumaderos (Bernardino y Sumida, 2017)</p>	

Cuenca	Exploración y explotación de recursos	Riesgo de aumento de las presiones acumulativas (incluido el cambio climático)	Evaluaciones y actividades en materia de conservación
Golfo de México, Caribe	Exploración y explotación de petróleo y gas a gran profundidad en el golfo de México y frente a la costa de Guyana	Extensión de las zonas muertas debido al cambio climático y la eutrofización que afecta a los rezumaderos de profundidades intermedias (Johnson y Purkey, 2009; Breitbart et al., 2018) Exploración petrolera en curso con límites a la exploración de rezumaderos en el Caribe sudoccidental (Digby et al., 2016)	
Índico	Cuatro contratos de exploración expedidos por la Autoridad Internacional de los Fondos Marinos en zonas que albergan campos de respiraderos activos de la dorsal índica sudoccidental (China, 2011) y la dorsal índica central (República de Corea, 2014; Alemania, 2015; India, 2016)	Los ecosistemas de los rezumaderos son sensibles al descenso del nivel de oxígeno regional en los márgenes del Pakistán (Fischer et al., 2012)	Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN: se clasificó el gasterópodo <i>Crysomallon squamiferum</i> como especie en peligro; se completaron los proyectos de evaluación de especies endémicas de los respiraderos regionales (Sigwart et al., 2019)
Pacífico Norte	La empresa Japan Oil, Gas and Metals National Corporation (JOGMEC) prueba a extraer depósitos de sulfuros masivos en el fondo de la depresión de Okinawa (Okamoto et al., 2019) Mar de China meridional: prueba de producción para extraer hidratos de gas de rezumaderos (Li et al., 2018)	Mayor presión de la pesca de arrastre y tendencia al calentamiento en el Pacífico Norte oriental Riesgo creciente de disociación de los hidratos de metano (Ruppel y Kessler, 2017; Hautala et al., 2014)	Canadá: zona de interés del Pacífico con respiraderos frente a las costas de la ZEE; los rezumaderos fríos del Pacífico canadiense son AIEB (Pesca and Oceans Canada (DFO), 2018) México: AMP situada en la ZEE del santuario de la cuenca de Guaymas y de la dorsal del Pacífico oriental (declarada en 2009, plan de gestión publicado en 2014); AIEB: santuario ventilas hidrotermales de la cuenca de Guaymas (en 2016); reserva de la biosfera del Pacífico mexicano profundo (en 2018) El United States Pacific Fishery Management Council (2019) designó los rezumaderos como hábitat esencial para los peces AIEB: rezumaderos fríos de la cuenca suroccidental de Taiwán
Pacífico Sur	Licencias de exploración de depósitos de sulfuros masivos en respiraderos de las ZEE del Pacífico Sur occidental	Impacto en los respiraderos y rezumaderos de los relaves de las minas terrestres (Samadi et al., 2015)	Nueva Zelanda EEZ: 88 per cent active ZEE de Nueva Zelanda: el 88 % de los respiraderos hidrotermales activos son AMP Francia - ZEE de Nueva Caledonia (2014): respiraderos poco profundos y sistemas de dorsales inexplorados en la AMP del parque marino del mar de coral Regulación de la minería y políticas ambientales en varias naciones insulares

Cuenca	Exploración y explotación de recursos	Riesgo de aumento de las presiones acumulativas (incluido el cambio climático)	Evaluaciones y actividades en materia de conservación
Océano Antártico	Ampliación de la extracción de gas natural en el Mediterráneo oriental y sudoccidental	Los respiraderos de la zona oriental de la dorsal del Scotia y los rezumaderos antárticos se ven afectados por el calentamiento y los cambios en la circulación y el flujo de carbono (Römer et al., 2014b))	La guía de clasificación de taxones de los ecosistemas marinos vulnerables de la Comisión para la Conservación de los Recursos Vivos Marinos Antárticos (2009) incluye especies de respiraderos y rezumaderos

5. Perspectivas

Siguen estando poco documentadas la biota y las condiciones del hábitat de los respiraderos y los rezumaderos, incluidas las zonas de respiraderos en que se están realizando exploraciones mineras (por ejemplo, en el océano Índico). Tampoco se ha descrito la biogeografía de los rezumaderos (Olu et al., 2010) ni está claro el efecto que tiene la extracción de sulfuros masivos del fondo marino en los ecosistemas de respiraderos activos y su periferia, aunque se prevén impactos como los penachos de sedimentos, la liberación de compuestos tóxicos, la pérdida de hábitat y la disrupción de la conectividad de la metapoblación (Dunn et al., 2018). Se han empezado a elaborar modelos de dispersión de larvas, cuyos últimos resultados indican que apenas hay conectividad interregional en zonas como el Pacífico occidental (Mitarai et al., 2016). La gran longevidad de las especies fundamentales de los ecosistemas de rezumaderos (hasta 200 años) apunta además a una lenta recuperación de las perturbaciones (Fisher et al., 2016). Por otra par-

te, tanto la pesca de arrastre (véase la sección 2.1.2) como la explotación de los combustibles fósiles podrían tener repercusiones a largo plazo (Amon et al., 2017), pero sigue siendo difícil predecir la capacidad de resiliencia de las comunidades porque faltan datos de referencia sobre los rezumaderos (Cordes et al., 2016).

Aparte de la acidificación, el agotamiento del oxígeno, el flujo de metano y los cambios en las condiciones hidrodinámicas resultantes de las perturbaciones climáticas afectan a grandes regiones que albergan ecosistemas de respiraderos y rezumaderos y probablemente interactúen con procesos biológicos clave, aunque todavía no se han notificado impactos específicos. Se prevé que un impacto directo del calentamiento en los rezumaderos será la disociación de los hidratos de metano (Ruppel y Kessler, 2017). Los cambios en la columna de agua superior también pueden afectar a la dispersión de propágulos de los respiraderos y los rezumaderos (Yahagi et al., 2017; Mullineaux et al., 2018).

6. Principales carencias aún existentes en materia de conocimientos

Siguen descubriéndose numerosas especies en los respiraderos, lo que parece indicar que no se ha muestreado suficientemente la riqueza que albergan (Thaler y Amon, 2019). Las bases de datos de la fauna quimiosintética (ChEssBase, 2019; Chapman et al., 2019) per-

mitirán realizar análisis a escala mundial y el uso de nuevas técnicas, como la secuenciación de alto rendimiento del ADN ambiental, y los modelos metacomunitarios ayudarán a conocer mejor los patrones de conectividad

(Chen et al., 2015; Breusing et al., 2016; Mullineaux et al., 2018).

La investigación de los ecosistemas a largo plazo es esencial para esclarecer los procesos que vinculan a las comunidades de los respiraderos y los rezumaderos con las presiones del cambio climático (IPCC, 2019). Para evaluar la vulnerabilidad al cambio climático es necesario medir in situ las respuestas fisiológicas y las alteraciones de la función ecosistémica, pero apenas se conocen los umbrales de tolerancia a las presiones climáticas, particularmente en las especies que prosperan en las zonas hipóxicas de la periferia (Fischer et al., 2012).

Tampoco hay estimaciones cuantitativas del almacenamiento de carbono en los respiraderos y los rezumaderos, incluidos los rangos y factores de control de su productividad (Marlow et al., 2014; Le Bris et al., 2019) y el papel de los virus como mediadores en la ecología de los procariontes (Corinaldesi et al., 2012; Ortmann y Suttle, 2005). Es necesario hacer evaluaciones integradas de los efluentes de los respiraderos en los ciclos biogeoquímicos de los océanos para evaluar el impacto de la inyección de hierro en la productividad de las aguas superficiales (Guieu et al., 2018; Ardyna et al., 2019).

7. Principales carencias aún existentes en materia de creación de capacidad

Las carencias en materia de capacidad son mayores en los países menos desarrollados, particularmente los pequeños Estados insulares en desarrollo que albergan recursos derivados de los respiraderos y rezumaderos. Los programas de la Comisión Oceanográfica Intergubernamental reconocen las dificultades que entraña impartir formación en disciplinas relacionadas con el medio ambiente a los nuevos científicos especialistas en las profundidades marinas (Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (COI-UNESCO), 2016). Para llevar a cabo evaluaciones ecológicas hay que co-

nocer la fauna, mientras que las herramientas moleculares requieren validar los resultados sobre el terreno. Los datos oceanográficos y los inventarios de especies sirven de base a los modelos de la función ecosistémica y ayudan a predecir la vulnerabilidad y la recuperación. La transferencia de conocimientos incluye la capacidad taxonómica y el desarrollo de tecnologías de bajo costo destinadas a la investigación y la vigilancia de los fondos marinos (Levin et al., 2019) y su cartografiado, pero para explorar y elaborar estrategias de vigilancia es preciso formar a científicos, jóvenes estudiantes y, en particular, mujeres.

Bibliografía

- Adloff, Fanny, et al. (2015). Mediterranean Sea response to climate change in an ensemble of twenty first century scenarios. *Climate Dynamics*, vol. 45, págs. 2775–2802.
- Almada, Gustavo Vaz de Mello Baez, y Angelo Fraga Bernardino (2017). Conservation of deep-sea ecosystems within offshore oil fields on the Brazilian margin, SW Atlantic. *Biological Conservation*, vol. 206, págs. 92–101. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.12.026>.
- Amon, Diva J., et al. (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, et al. (2017). Massive blow-out craters formed by hydrate-controlled methane expulsion from the Arctic seafloor. *Science*, vol. 356, No. 6341, págs. 948–953.
- Ardyna, Mathieu, et al. (2019). Hydrothermal vents trigger massive phytoplankton blooms in the Southern Ocean. *Nature Communications*, vol. 10, No. 1, págs. 1–8.
- Baker, Edward T., et al. (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, págs. 186–196.
- _____ (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, págs. 4211–4228.
- Beaulieu, Stace E., y 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, et al. (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, págs. 4476–4486.
- Bax, Nicholas J., et al. (2016). Results of efforts by the Convenio sobre la Diversidad Biológica to describe ecologically or biologically significant marine areas. *Conservation Biology*, vol. 30, No. 3, págs. 571–581.
- Bernardino, Angelo F., y Paulo Y. G. Sumida (2017). Deep risks from offshore development. *Science*, vol. 358, No. 6361, págs. 312–312.
- Boetius, Antje, y Frank Wenzhöfer (2013). Seafloor oxygen consumption fuelled by methane from cold seeps. *Nature Geoscience*, vol. 6, No. 9, págs. 725–734.
- Bowden, David A., et al. (2013). Cold seep epifaunal communities on the Hikurangi Margin, Nueva Zelandia: composition, succession, and vulnerability to human activities. *PLoS One*, vol. 8, No. 10, e76869.
- Breitburg, Denise, et al. (2018). Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, vol. 359, No. 6371, eaam7240.
- Breusing, Corinna, et al. (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, págs. 2257–2267.
- Centro Mundial de Vigilancia de la Conservación del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente y la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales (2019). *Protected Planet: The World Database on Protected Areas*, Cambridge (Reino Unido). Disponible en: www.protectedplanet.net.
- Chapman, Abbie S. A., et al. (2019). sFDvent: A global trait database for deep-sea hydrothermal-vent fauna. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 28, No. 11, págs. 1538–1551.
- Chapman, Abbie S. A., et al. (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, págs. 568–578.
- Chen, Chong, et al. (2015). Low connectivity between “scaly-foot gastropod” (Mollusca: Peltospiridae) populations at hydrothermal vents on the Southwest Indian Ridge and the Central Indian Ridge. *Organisms Diversity & Evolution*, vol. 15, No. 4, págs. 663–670.
- ChEssBase (2019). <http://ipt.vliz.be/eurobis/resource?r=chessbase>.
- Chiba, Sanae, et al. (2018). Human footprint in the abyss: 30 year records of deep-sea plastic debris. *Marine Policy*, vol. 96, págs. 204–212.

- Childress, J. J., y Peter R. Girguis (2011). The metabolic demands of endosymbiotic chemoautotrophic metabolism on host physiological capacities. *Journal of Experimental Biology*, vol. 214, No. 2, págs. 312–325.
- Colaço, Ana, et al. (2006). Bioaccumulation of Hg, Cu, and Zn in the Azores triple junction hydrothermal vent fields food web. *Chemosphere*, vol. 65, No. 11, págs. 2260–2267.
- Comisión General de Pesca del Mediterráneo de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (CGPM-FAO) (2018). 42o período de sesiones de la Comisión. INFORME FINAL EN INGLÉS (sin revisión editorial). Sede de la FAO, Roma (Italia), 22–26 de octubre de 2018. 129 págs.
- Comisión Oceanográfica Intergubernamental de la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura (COI-UNESCO) (2016). Estrategia de desarrollo de capacidades de la COI 2015-2021. París. IOC/INF-1332.
- Comisión OSPAR para la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste (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, Anexo 16.
- _____ (2018). Status Report on the OSPAR Network of Marine Protected Areas.
- Copley, Jonathan T. P., et al. (1999). Subannual temporal variation in faunal distributions at the TAG hydrothermal mound (26 ° N, Mid-Atlantic Ridge). *Marine Ecology*, vol. 20, núms. 3–4, págs. 291–306.
- Copley, J. T., et al. (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., et al. (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., et al. (2009). Macro-ecology of Gulf of Mexico cold seeps. *Annual Review of Marine Science*, vol. 1, págs. 143–168.
- Corinaldesi, Cinzia, et al. (2012). Viral infections stimulate the metabolism and shape prokaryotic assemblages in submarine mud volcanoes. *The ISME Journal*, vol. 6, No. 6, págs. 1250–1259. <https://doi.org/10.1038/ismej.2011.185>.
- Cuvelier, Daphne, et al. (2011). Community dynamics over 14 years at the Eiffel Tower hydrothermal edifice on the Mid-Atlantic Ridge. *Limnology and Oceanography*, vol. 56, No. 5, págs. 1624–1640.
- Di Carlo, Marta, et al. (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, págs. 1–13.
- Digby, Adrian, et al. (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, págs. 761–774.
- Dubilier, Nicole, et al. (2008). Symbiotic diversity in marine animals: the art of harnessing chemosynthesis. *Nature Reviews Microbiology*, vol. 6, No. 10, pág. 725.
- Du Preez, Cherisse, y Charles R. Fisher (2018). Long-term stability of back-arc basin hydrothermal vents. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 54.
- Dunn, Daniel C., et al. (2014). The Convenio sobre la Diversidad Biológica's Ecologically or Biologically Significant Areas: origins, development, and current status. *Marine Policy*, vol. 49, págs. 137–145.
- _____ (2018). A strategy for the conservation of biodiversity on mid-ocean ridges from deep-sea mining. *Science Advances*, vol. 4, No. 7.
- Etioppe, Giuseppe, et al. (2019). Gridded maps of geological methane emissions and their isotopic signature. *Earth System Science Data*, vol. 11, págs. 1–22.

- Pesca 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.
- Feng, Dong, et al. (2018). Cold seep systems in the South China Sea: An overview. *Journal of Asian Earth Sciences*, vol. 168, págs. 3–16.
- Fischer, David, et al. (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, págs. 2013–2031.
- Fisher, Charles R., et al. (2016). How Did the Deepwater Horizon Oil Spill Impact Deep-Sea Ecosystems?, *Oceanography*, vol. 29, No. 3, págs. 182–195.
- Gehlen, Marion, et al. (2014). Projected pH reductions by 2100 might put deep North Atlantic biodiversity at risk. *Biogeosciences*, vol. 11, págs. 6955–6967.
- Gerdes, Klaas, et al. (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., et al. (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., et al. (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, et al. (2017). Resilience of benthic deep-sea fauna to mining activities. *Marine Environmental Research*, vol. 129, págs. 76–101.
- Govenar, Breea (2010). Shaping vent and seep communities: habitat provision and modification by foundation species. En *The Vent and Seep Biota*, págs. 403–432. Springer.
- Grupe, Benjamin M., et al. (2015). Methane seep ecosystem functions and services from a recently discovered southern California seep. *Marine Ecology*, vol. 36, págs. 91–108.
- Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) (2019). Summary for Policymakers. En: *IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate*, eds. H.-O. Pörtner et al.
- Guieu, Cécile, et al. (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., et al. (2008). Volcanic carbon dioxide vents show ecosystem effects of ocean acidification. *Nature*, vol. 454, No. 7200, págs. 96–99.
- Hautala, Susan L., et al. (2014). Dissociation of Cascadia margin gas hydrates in response to contemporary ocean warming. *Geophysical Research Letters*, vol. 41, No. 23, págs. 8486–8494.
- James, Rachael H., et al. (2016). Effects of climate change on methane emissions from seafloor sediments in the Arctic Ocean: a review. *Limnology and Oceanography*, vol. 61, No. S1, págs. S283–S299.
- Johnson, Gregory C., y Sarah G. Purkey (2009). Deep Caribbean Sea warming. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, vol. 56, No. 5, págs. 827–834.
- Ketzer, Marcelo, et al. (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, et al. (2019). Hydrothermal Energy Transfer and Organic Carbon Production at the Deep Seafloor. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5.
- Levin, Lisa A., et al. (2016). Hydrothermal vents and methane seeps: rethinking the sphere of influence. *Frontiers in Marine Science*, vol. 3, art. 72.

- _____ (2019). Global Observing Needs in the Deep Ocean. *Frontiers in Marine Science*, vol. 6, art. 241.
- Levin, Lisa A., y Myriam Sibuet (2012). Understanding continental margin biodiversity: a new imperative. *Annual Review of Marine Science*, vol. 4, págs. 79–112.
- Levin, Lisa A., y Nadine Le Bris (2015). The deep ocean under climate change. *Science*, vol. 350, No. 6262, págs. 766–768.
- Li, Jin-fa, et al. (2018). The first offshore natural gas hydrate production test in South China Sea. *China Geology*, vol. 1, No. 1, págs. 5–16.
- Linse, Katrin, et al. (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., et al. (2020). The Asphalt Ecosystem of the Southern Gulf of Mexico: Abyssal Habitats Across Space and Time. En *Scenarios and Responses to Future Deep Oil Spills*, págs. 132–146. Springer.
- Marques, Ana F., et al. (2020). The Seven Sisters Hydrothermal System: First Record of Shallow Hybrid Mineralization Hosted in Mafic Volcaniclasts on the Arctic Mid-Ocean Ridge. *Minerals*, vol. 10, No. 5, art. 439. doi: [10.3390/min10050439](https://doi.org/10.3390/min10050439).
- Marlow, Jeffrey J., et al. (2014). Carbonate-hosted methanotrophy represents an unrecognized methane sink in the deep sea. *Nature Communications*, vol. 5, art. 5094.
- Mazumdar, A., et al. (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, y Cindy Lee Van Dover (2019). An atlas of protected hydrothermal vents. *Marine Policy*, vol. 108, art. 103654.
- Mitarai, Satoshi, et al. (2016). Quantifying dispersal from hydrothermal vent fields in the western Pacific Ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 113, No. 11, págs. 2976–2981.
- Moalic, Yann, et al. (2012). Biogeography revisited with network theory: retracing the history of hydrothermal vent communities. *Systematic Biology*, vol. 61, No. 1, pág. 127.
- Mullineaux, Lauren S., et al. (2018). Exploring the ecology of deep-sea hydrothermal vents in a metacommunity framework. *Frontiers in Marine Science*, vol. 5, art. 49.
- Naciones Unidas (2017a). Capítulo 45: Hydrothermal vents and cold seeps. En *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.
- Nakajima, Ryota, et al. (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, et al. (2019). World's First Lifting Test for Seafloor Massive Sulphides in the Okinawa Trough in the EEZ of Japan. En *The 29th International Ocean and Polar Engineering Conference*. International Society of Offshore and Polar Engineers.
- Olu, Karine, et al. (2010). Biogeography and potential exchanges among the Atlantic equatorial belt cold-seep faunas. *PloS One*, vol. 5, No. 8, e11967.
- Orcutt, Beth N., et al. (2011). Microbial ecology of the dark ocean above, at, and below the seafloor. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, vol. 75, No. 2, págs. 361–422.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2009). *Directrices Internacionales para la Ordenación de las Pesquerías de Aguas Profundas en Alta Mar*. Roma.
- _____ (2016). *Vulnerable Marine Ecosystems: Processes and Practices in the High Seas*, eds. Anthony Thompson et al. Pesca and Acuicultura Technical Paper 595. Roma.

- _____ (2018). Deep-Ocean Climate Change Impacts on Habitat, Fish and Pesca, eds. Lisa Levin, Maria Baker y Anthony Thompson. FAO Pesca and Acuicultura Technical Paper 638. Roma.
- Ortmann, Alice C., y 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, págs. 1515–27. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2005.04.002>.
- Papot, Claire, et al. (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, et al. (2016). News from the seabed – geological characteristics and resource potential of deep-sea mineral resources. *Marine Policy*, vol. 70, págs. 175–187.
- Plan de Acción para el Mediterráneo del Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (2017). Draft Guidelines for Inventoring and Monitoring of Dark Habitats. UNEP(DEPI)/MED WG.431/Inf.12. Nairobi: PNUMA.
- QGIS Development Team (2018). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>.
- Quattrini, Andrea M., et al. (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.
- Ramírez-Llodra, Eva, et al. (2011). Man and the last great wilderness: human impact on the deep sea. *PLoS One*, vol. 6, No. 8, e22588.
- Resing, Joseph A., et al. (2015). Basin-scale transport of hydrothermal dissolved metals across the South Pacific Ocean. *Nature*, vol. 523, No. 7559, págs. 200–203.
- Riboulot, Vincent, et al. (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., et al. (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, et al. (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, págs. 166–177.
- _____ (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, págs. 27–42.
- Rossi, Giulia S., y 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, págs. 49–64.
- Rubin-Blum, et al. (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., y John D. Kessler (2017). The interaction of climate change and methane hydrates. *Reviews of Geophysics*, vol. 55, No. 1, págs. 126–168.
- Samadi, Sarah, et al. (2015). Patchiness of deep-sea communities in Papua New Guinea and potential susceptibility to anthropogenic disturbances illustrated by seep organisms. *Marine Ecology*, vol. 36, págs. 109–132.
- Scott, Kathleen M., et al. (2018). Diversity in CO₂-concentrating mechanisms among chemolithoautotrophs from the genera *Hydrogenovibrio*, *Thiomicrobacter*, and *Thiomicrospira*, ubiquitous in sulfidic habitats worldwide. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 85, No. 3.

- Seabrook, Sarah, et al. (2019). Heterogeneity of methane seep biomes in the Northeast Pacific. *Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, vol. 150, págs. 195–209.
- Sigwart, Julia D., et al. (2019). Red Listing can protect deep-sea biodiversity. *Nature Ecology & Evolution*, vol. 3, No. 8, pág. 1134.
- Suzuki, Kenta, et al. (2018). Mapping the resilience of chemosynthetic communities in hydrothermal vent fields. *Scientific Reports*, vol. 8, No. 1, art. 9364.
- Sweetman Andrew K., et al. (2017). Major impacts of climate change on deep-sea benthic ecosystems. *Elementa Science of the Anthropocene*, vol. 5, No. 4, art. 203.
- Tagliabue, Alessandro, y 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, et al. (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., y 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, et al. (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, págs. 200–219.
- Thurber, Andrew R., et al. (2014). Ecosystem function and services provided by the deep sea. *Biogeosciences*, vol. 11, No. 14, págs. 3941–3963.
- Tunnicliffe, Verena, et al. (2009). Survival of mussels in extremely acidic waters on a submarine volcano. *Nature Geoscience*, vol. 2, No. 5, pág. 344.
- 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/wp-content/uploads/2019/06/Appendix-B2-FINAL-Am28.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, et al. (2005). Mercury adaptation among bacteria from a deep-sea hydrothermal vent. *Applied and Environmental Microbiology*, vol. 71, No. 1, págs. 220–226.
- Wankel, Scott D., et al. (2011). Influence of subsurface biosphere on geochemical fluxes from diffuse hydrothermal fluids. *Nature Geoscience*, vol. 4, No. 7, pág. 461.
- Watanabe, Hiromi, et al. (2010). Japan: vents and seeps in close proximity. En: *The Vent and Seep Biota*, págs. 379–401. Springer.
- Yahagi, Takuya, et al. (2017). Do larvae from deep-sea hydrothermal vents disperse in surface waters? *Ecology*, vol. 98, No. 6, págs. 1524–1534.
- Zhou, Yadong, et al. (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, págs. 1–12.

Capítulo 7Q

Mar de los

Sargazos

Contribuidores: Howard S.J. Roe (coordinador), David Freestone, Laurence Kell, Brian E. Luckhurst y Tammy Warren.

Ideas clave

- El mar de los Sargazos es una zona de alta mar reconocida internacionalmente como parte fundamental del océano mundial debido al papel que desempeña en la regulación del clima y a los singulares ecosistemas que contiene.
- El proyecto Bermuda Atlantic Time-series Study sigue reuniendo observaciones para inferir el impacto del cambio climático en el océano y conocer mejor los procesos oceánicos, por lo que constituye una investigación fundamental que es imprescindible continuar a largo plazo.
- Una forma de *Sargassum natans* que antes era poco común causa desde 2011 la proliferación masiva y el varamiento de enormes cantidades de sargazos, que están creando graves problemas socioeconómicos en la región y también pueden perjudicar a las singulares comunidades oceánicas de los sargazos.
- El mar de los Sargazos es una importante zona de desove tanto para la anguila europea (*Anguilla anguilla*) como para la americana (*Anguilla rostrata*), como se ha comprobado mediante el rastreo por satélite de individuos adultos y amplios estudios de sus larvas. A medida que se van conociendo mejor la ecología del atún comercial y las especies afines y el uso que hacen de la zona algunas especies en peligro y amenazadas, aumenta la necesidad de que la ordenación pesquera se base en el ecosistema.
- La mayoría de los cambios y amenazas, como el cambio climático, la sobrepesca de anguilas, la contaminación por plásticos y la proliferación masiva de sargazos, son de origen externo. Esas amenazas, que van en aumento, menoscabarán la contribución del mar de los Sargazos al logro del Objetivo de Desarrollo Sostenible 14 (conservar y utilizar sosteniblemente los océanos, los mares y los recursos marinos para el desarrollo sostenible) y, por ende, de otros Objetivos.¹
- La creciente actividad en el mar de los Sargazos demuestra que es importante hacer frente a los impactos acumulativos de las actividades humanas en alta mar.

1. Introducción

El presente capítulo se basa en las novedades y los conocimientos expuestos en el capítulo 50 de la primera Evaluación Mundial de los Océanos (Naciones Unidas, 2017). Las investigaciones basadas en las series cronológicas de datos que sigue realizando el Instituto de Ciencias Oceánicas de las Bermudas permiten comprender procesos oceánicos clave, como la importancia de los microbios y los efectos del cambio climático. Así, se describen los avances en el conocimiento de la ecología más general del mar de los Sargazos, en particular los aspectos siguientes: los sargazos, su distribución, la fauna conexas y el impacto real y potencial de su reciente proliferación en

las comunidades costeras; las investigaciones en curso sobre el ciclo vital de la anguila europea (*Anguilla anguilla*) y la anguila americana (*Anguilla rostrata*); el mejor conocimiento de la biología de algunas especies de peces que se comercializan y las novedades en los modelos de ecosistemas; y la mayor amenaza que supone la contaminación por plásticos. También se exponen las últimas novedades sobre el mar de los Sargazos que se están registrando a nivel internacional a la luz de la conferencia intergubernamental sobre un instrumento internacional jurídicamente vinculante en el marco de la Convención de las Naciones Unidas sobre el Derecho del Mar² relativo a la con-

¹ Véase la resolución 70/1 de la Asamblea General

² Naciones Unidas, *Treaty Series*, vol. 1833, No. 31363.

servación y el uso sostenible de la diversidad biológica marina de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional.

En 2016 se describió el mar de los Sargazos desde el punto de vista oceanográfico, así como el singular ecosistema de la superficie y las comunidades que viven sobre las agregaciones flotantes de dos especies de *Sargassum* y su función como zonas de alimentación y cría de peces, tortugas juveniles y aves marinas. Son numerosos los animales que en sus migraciones atraviesan este mar o que migran a él para reproducirse; de hecho, es la única zona de desove conocida de la anguila europea (*Anguilla anguilla*) y la anguila americana (*Anguilla rostrata*). Muchas de las especies que viven en el mar de los Sargazos están en peligro o amenazadas y figuran en la Lista Roja de Especies Amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza o en las listas de la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres,³ y del Protocolo relativo a las Áreas y Flora y Fauna Silvestres Especialmente Protegidas del Convenio para la Protección y el Desarrollo del Medio Marino de

la Región del Gran Caribe⁴ (Laffoley et al., 2011). Asimismo, se resumieron las distintas amenazas, el valor económico y las respuestas en materia de conservación.

Aunque ha habido cambios y novedades con respecto a esa descripción de referencia, el mar de los Sargazos sigue siendo una parte fundamental del océano mundial debido a la combinación entre su oceanografía física, sus ecosistemas, y su función en los procesos de los océanos y los sistemas terrestres a escala mundial. La contribución que hace a la economía local y mundial es considerable, tanto directamente con las pesquerías de especies altamente migratorias (como la anguila europea y la americana), los arrecifes de coral, la observación de ballenas y el turismo que atraen las tortugas, como indirectamente por el papel que desempeña en la regulación del clima, la conservación de la diversidad genética y el ciclo de los nutrientes (Laffoley et al., 2011; Pendleton et al., 2015). Por otra parte, este mar también se ve amenazado por el cambio climático, la contaminación y el aumento de las actividades de pesca y transporte marítimo.

2. Cambios en la situación

2.1. Serie cronológica de datos oceanográficos

Las series cronológicas de datos oceanográficos a largo plazo continúan siendo importantes para conocer la variabilidad y los procesos del océano, como han corroborado a nivel local los resultados de la Hidroestación S y el proyecto Bermuda Atlantic Time-series Study y numerosos estudios a nivel mundial (Neuer et al., 2017; O'Brien et al., 2017). El proyecto Bermuda Atlantic Time-series Study ha obtenido una de las pocas series cronológicas de datos oceanográficos que abarcan períodos de longitud suficiente para poder distinguir el cambio

antropógeno de la variabilidad natural (Henson et al., 2016). En su sitio web se reseñan las numerosas investigaciones para las que se utilizan esos datos.⁵

2.2. Los sargazos

En la descripción de referencia se detallaba la función de dos especies de algas, *Sargassum natans* y *Sargassum fluitans*, sobre todo porque albergan comunidades especializadas de animales y ofrecen zonas de cría y alimentación, cuyo conocimiento, a medida que avance, influirá en futuras medidas de conservación. Se trata de comunidades que presentan varia-

³ Ibid., vol. 993, No. 14537.

⁴ Ibid., vol. 2180, No.25974.

⁵ Pueden consultarse en <http://bats.bios.edu>.

ciones tanto temporales como espaciales; por ejemplo, Huffard et al. (2014) observaron una variabilidad considerable durante 40 años y también entre muestras tomadas con un año de diferencia. Se desconoce el motivo de estas variaciones, pero la creciente acidez de los océanos puede reducir los epibiontes calcáreos, como los briozoos. Algunas especies, como el camarón del sargazo (*Latreutes furcatus*), cuya dispersión es amplia, presentan variabilidad a nivel molecular, por lo que las medidas destinadas a conservarlas deberían abarcar grandes zonas o redes de áreas protegidas (Sehein et al., 2014).

Desde que en 2011 se acumularon miles de toneladas de sargazos en las playas del Caribe y el golfo de México y en las costas del África Occidental y América del Sur, se han hecho considerables esfuerzos por identificar las especies implicadas en la proliferación, sus causas y sus movimientos mediante el rastreo por satélite, la elaboración de modelos, el muestreo directo en el mar y una combinación de diferentes técnicas (Schell et al., 2015; Franks et al., 2016; Djakouré et al., 2017; Brooks et al., 2018; Putnam et al., 2018). Schell et al. (2015) descubrieron que la especie causante de la proliferación era una forma de sargazo (*Sargassum natans* VIII) que hasta entonces era poco común, identificación que se confirmó posteriormente mediante estudios genéticos (Amaral-Zettler et al., 2017). El sargazo *S. natans* VIII había sido descrito en el Caribe por Parr (1939), pero luego cayó prácticamente en el olvido. Se trata de un alga que tiene distinta morfología que *S. fluitans* y *S. natans* y alberga comunidades de animales más reducidas, por lo que atrae menos a los peces, las tortugas y las aves marinas que buscan alimento en las balsas de sargazos o debajo de ellas (Martin, 2016). Así pues, al cambiar el tipo o la distribución de los sargazos podrían variar la diversidad y la abundancia de las especies. Las distintas especies y formas de sargazos no tienen la misma distribución espacial y temporal, y se cree que la temperatura impone límites al alga *S. natans* VIII, ya que abunda más en las aguas cálidas situadas al sur del mar de los Sargazos y el Caribe, mientras que es raro en

contrarla más al norte, si bien se detecta desde 2016 frente a la costa de las Bermudas (Clover, 2017). Aunque de momento la proliferación no afecta directamente al mar de los Sargazos, podría llegar a ser perjudicial al reducir las comunidades de sargazos e impedir que aniden las tortugas en las playas afectadas de todo el Caribe.

Las acumulaciones surgen en la región de recirculación norecuatorial, situada al sur del mar de los Sargazos, desde donde llegan al Caribe (Johnson et al., 2013; Franks et al., 2016; Djakouré et al., 2017; Putnam et al., 2018) y la proliferación se produce todos los años desde que se observó por primera vez en 2011. También se han encontrado en la zona de fractura de Vema, bajo la región de recirculación norecuatorial, grandes cantidades de sargazos muertos en el fondo del mar procedentes de la superficie, que podrían servir de alimento a los ecosistemas bentónicos de las profundidades (Baker et al., 2018). Se siguen investigando las causas de la proliferación, que puede obedecer a modificaciones inducidas por el cambio climático, como el aumento de la temperatura y la alteración de las corrientes oceánicas, la afluencia de nutrientes desde los ríos Congo y Orinoco, y especialmente el Amazonas, la surgencia ecuatorial y la arena del Sáhara (Djakouré et al., 2017). La cuestión es si el cambio de régimen en el Atlántico tropical y subtropical se debe principalmente a la actividad humana. Gracias a diversos satélites de vigilancia que envían información al proyecto Sargassum Watch System, por ejemplo, las comunidades pueden conocer la ubicación de las masas de algas y recibir avisos de posibles varamientos en las playas (Hu et al., 2016).

2.3. Los peces

Cada vez es más evidente la importancia del mar de los Sargazos para la anguila europea y la anguila americana. Se conocía la presencia de larvas de ambas especies en el sudoeste del mar de los Sargazos, cerca de la convergencia subtropical estacional (Munk et al., 2010; Miller et al., 2015) y los satélites rastrearon la migración de las anguilas europeas desde los ríos de

Europa hasta las Azores (Righton et al., 2016) y la de las anguilas americanas desde el Canadá al mar de los Sargazos (Béguer-Pons et al., 2015). Según estudios más recientes, la anguila europea desova a lo largo de una franja del sur del mar de los Sargazos de 2.000 km, en una zona delimitada por frentes térmicos (Miller et al., 2019). La amplitud de la zona de desove puede indicar que las migraciones comienzan en momentos distintos, que no todas las anguilas tienen la misma capacidad natoria o que las larvas derivan en las corrientes oceánicas. Se ha desplomado el reclutamiento de ambas especies en las pesquerías, con un declive similar del número de larvas de anguila en el mar de los Sargazos (Hanel et al., 2014). El cambio climático, el aumento de la temperatura del mar, la alteración de las corrientes oceánicas y la oscilación del Atlántico Norte pueden afectar negativamente al ciclo biológico marino de las anguilas (Miller et al., 2016).

La importancia del mar de los Sargazos como hábitat, zona de alimentación y desove y corredor migratorio de los atunes y las especies afines que gestiona la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico se ha visto corroborada por nuevos datos sobre las redes alimentarias y las zonas de desove de esas especies (Luckhurst, 2015a; Luckhurst y Arocha, 2016; Anónimo, 2016). De hecho, la Organización de Pesquerías del Atlántico Noroeste ha tomado medidas para proteger los montes submarinos situados en el norte del mar de los Sargazos imponiendo una veda a la pesca de arrastre de fondo hasta 2020 (Organización de Pesquerías del Atlántico Noroeste (NAFO), 2015).

Han disminuido las capturas en todo el mundo y las principales especies pelágicas que se comercializan son relativamente abundantes, pero la capacidad de la flota pesquera mundial ha seguido aumentando (Rousseau et al., 2019). Dado que la Comisión del Mar de los Sargazos no dispone de estimaciones espaciales del esfuerzo de pesca, se utiliza el porcentaje de capturas de las principales especies de que se ocupa la Comisión (límites poblaciona-

les definidos por la Comisión) para calcular el nivel de pesca en el mar de los Sargazos a lo largo del tiempo.

En la figura que sigue se actualizan los datos de Luckhurst (2015b), que analizó entre 1992 y 2011 las capturas de las principales especies de que se ocupa la Comisión, con las últimas capturas notificadas por esta⁶ hasta 2017 inclusive (no hay datos más recientes por la demora en la presentación de informes a la Comisión y su procesamiento). Corresponden a la región, como máximo, el 12 % de las capturas de atún blanco del Atlántico Norte y el 10 % de las de atún rojo del Atlántico occidental, y también son considerables, aunque menores, las capturas de atunes tropicales (patudos, rabiles y listados) y de peces picudos (peces espada, peces vela, marlines azules y marlines blancos). La proporción de las capturas realizadas en el mar de los Sargazos presenta una notable variación temporal, que puede deberse a cambios en las preferencias de las flotas palangreras, pero la Comisión no dispone de datos sobre el esfuerzo de pesca para determinar si es así. En la figura se muestran los datos de la pesca con palangre por la importancia ecológica de las especies capturadas incidentalmente, como los peces picudos, los tiburones y las aves y tortugas marinas. Para avanzar hacia una ordenación pesquera basada en los ecosistemas del mar de los Sargazos será importante conocer la superposición espacial entre el esfuerzo de pesca y el comportamiento de las especies no buscadas, lo que incluye las rutas de migración, los patrones de agrupamiento y la utilización del hábitat de todas ellas (Kell and Luckhurst, 2018; Boerder et al., 2019).

2.4. Contaminación por plásticos

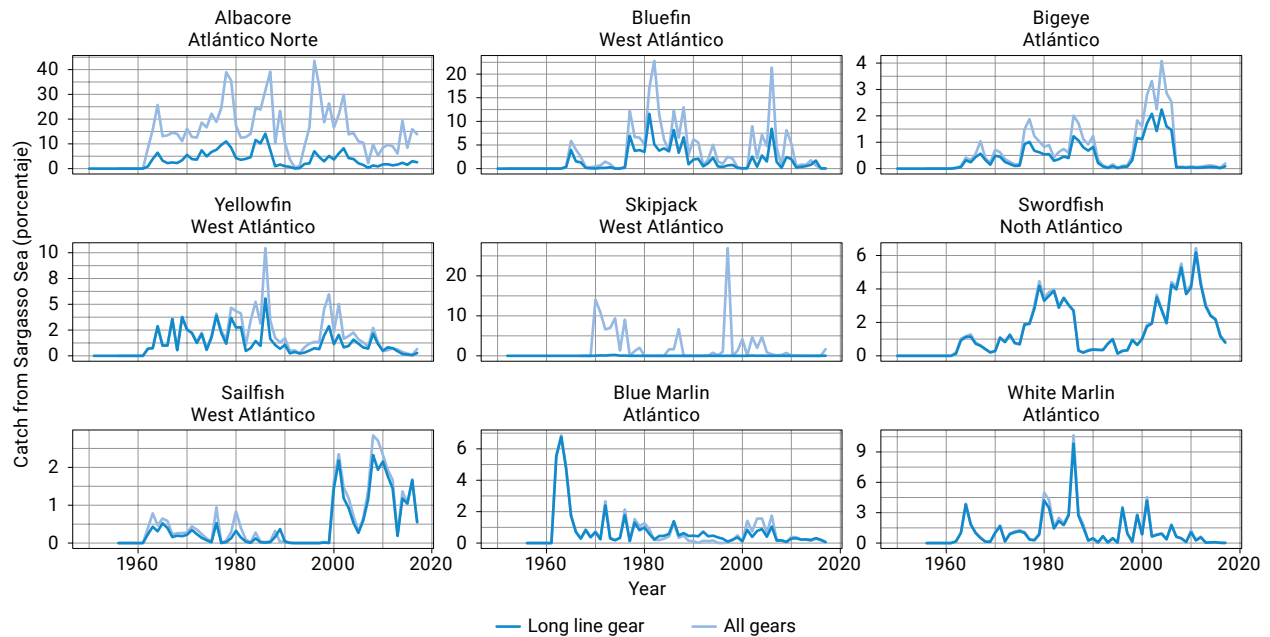
La contaminación por plásticos en el mar de los Sargazos se observó por primera vez en 1972 (Carpenter y Smith, 1972). Se observó también que las concentraciones de microplásticos en la superficie superaban en varios órdenes de magnitud las registradas anteriormente y que la mayor concentración se daba

⁶ Ver www.iccat.int/en/accesingdb.html.

en la zona de convergencia subtropical (Law et al., 2010). La acumulación de partículas en la superficie de la zona fue pronosticada por los modelos que se utilizaron en el muestreo de la expedición al “séptimo continente” en 2014. Según las estimaciones, ese año flotaban en el giro subtropical del Atlántico Norte, es decir, el mar de los Sargazos, unas 56.000 toneladas de plástico (Eriksen et al., 2014), por lo que es muy probable que actualmente la cifra sea superior. Se han hecho amplios estudios de la contaminación por plásticos y su efecto en el océano mundial y en los giros oceánicos (Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino (GESAMP), 2014, 2016; Law, 2017; Eriksen et

al., 2016). En experimentos de laboratorio más recientes se ha descubierto que los lixiviados de plástico tienen efectos adversos en la bacteria fotosintética *Prochlorococcus* (Tetu et al., 2019), que produce hasta el 20 % del oxígeno atmosférico. Si se confirman los resultados in situ, la contaminación plástica supondría una amenaza para la producción global de oxígeno por parte de las bacterias marinas. Los impactos adversos descritos en distintos estudios se darán también en el mar de los Sargazos, que es particularmente vulnerable debido a que el plástico queda atrapado en las balsas de algas por la concentración que provocan el giro oceánico y la convergencia subtropical.

Series cronológicas de los porcentajes de capturas totales y capturas con palangre en la región del mar de los Sargazos



Fuente: Datos tomados de la base de datos de la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico sobre capturas por talla (CATDIS).

3. Institutional arrangements

Uno de los mayores problemas del mar de los Sargazos es jurídico, pues se encuentra en la alta mar, que ocupa el 50 % del planeta y está

fuera de la jurisdicción nacional (Freestone, 2015). Para abordar este problema, cinco gobiernos firmaron en 2014 la Declaración de

Hamilton sobre la Colaboración para la Conservación del Mar de los Sargazos y establecieron la Comisión del Mar de los Sargazos, que se encarga de esta extraordinaria zona (Freestone y Morrison, 2014). Desde entonces se han sumado otros cinco gobiernos y es posible que otros también lo hagan (Comisión del Mar de los Sargazos, 2018).

La Comisión del Mar de los Sargazos se basa en un nuevo paradigma para la conservación de las zonas situadas fuera de la jurisdicción nacional y recurre a instancias de múltiples países y organizaciones para abordar cuestiones que no figuran en las agendas nacionales. Las Partes en el Convenio sobre la Diversidad Biológica⁷ han acordado incluir el mar de los Sargazos en una lista de áreas de importancia ecológica o biológica (Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica, 2012). Partiendo de esta idea, en 2015 la Organización de Pesquerías del Atlántico Noroeste acordó medidas de conservación declarando una moratoria de la pesca de arrastre en los montes submarinos del mar de los Sargazos dentro de su zona de

competencia, junto con restricciones en materia de aparejos para la pesca de arrastre pelágica (NAFO, 2015; Diz, 2016).

La Comisión está trabajando con varios gobiernos y asociados para proteger el mar de los Sargazos. Por ejemplo, en colaboración con la secretaría de la Convención sobre la Conservación de las Especies Migratorias de Animales Silvestres⁸ y los Estados del área de distribución que son partes en ella, está tratando de proteger el corredor migratorio de la anguila europea que atraviesa el mar de los Sargazos. También está estudiando posibles formas de regular los efectos de las actividades de las embarcaciones y, junto con la Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico, llevar a cabo en el mar de los Sargazos un proyecto piloto sobre el enfoque ecosistémico de la pesca (Kell y Luckhurst, 2018). Colabora además con la Administración Nacional de Aeronáutica y el Espacio de los Estados Unidos, que está compilando una serie completa de imágenes satelitales de la zona del mar de los Sargazos.

4. Consecuencias de los cambios

Los cambios descritos son en su mayoría de origen externo. A escala mundial, el cambio climático afecta a la temperatura, la acidez y la circulación de los océanos, lo que provoca alteraciones ecosistémicas no solo en los sargazos y las comunidades que dependen de ellos, sino también en las comunidades pelágicas y bentónicas que habitan a más profundidad. Esos efectos pueden a su vez influir negativamente en el desove, la alimentación de las larvas y la migración de las anguilas y otros peces. El calentamiento general del océano mundial conlleva una mayor frecuencia de las olas de calor marinas en todo el planeta, que perjudican a la biodiversidad y amenazan con perturbar los servicios ecosistémicos en determinadas zonas del océano (Smale et al., 2019). Se ha determinado que la repercusión ha sido

importante en el sur del mar de los Sargazos. La mayor parte de la contaminación, incluidos los plásticos, proviene de tierra firme y las corrientes oceánicas la concentran en el mar de los Sargazos. Las poblaciones de anguilas sufren sobrepesca en las zonas económicas exclusivas y en las aguas interiores. Además, están expuestas a diversas amenazas durante su etapa en aguas dulces, como los contaminantes y las obstrucciones que crean los embalses y las centrales hidroeléctricas (Hanel et al., 2019).

El Programa Nereus de The Nippon Foundation resumió en un informe de 2015 el impacto de los cambios ambientales globales en el océano, las predicciones futuras para la pesca y las cuestiones de gobernanza y, en otro de 2017, las cuestiones oceánicas relativas a los Objetivos

⁷ Naciones Unidas, Treaty Series, vol. 1760, No. 30619.

⁸ *Ibid.*, vol. 1651, No. 28395.

de Desarrollo Sostenible. Vigilar los cambios de la temperatura y la composición química de los océanos y conocer sus efectos en los ecosistemas guardan relación directa con el Objetivo 13 (acción por el clima) y el Objetivo 14 y las series cronológicas de datos que se obtienen frente a las Bermudas son fundamentales para esa vigilancia mundial (Neuer et al., 2017). Las masas de sargazos varadas en las playas causan problemas socioeconómicos generalizados a las comunidades locales, porque perjudican al turismo, la pesca y la salud y destruyen la biota, incluidas las tortugas y los peces. Limpiar las playas cuesta millones de dólares, por lo que los países afectados están desarrollando planes de gestión y tecnologías que permitan minimizar el impacto y encontrar posibles usos para los sargazos (Milledge y Harvey, 2016; Wabnitz et al., 2019). Dado que la proliferación de sargazos tiene una amplia repercusión tanto en las personas como en la ecología local y oceánica, afecta directamente a todos los Objetivos. Las anguilas americanas y europeas sustentan valiosas pesquerías en muchos países de ambos lados del Atlántico, así como lucrativas operaciones de acuicultura en Asia, pero las poblaciones de ambas especies han sufrido un serio declive en los últimos años (Hanel et al., 2019; Atlantic States Marine Pesca Commission, 2018). Las causas

de esta situación son muchas y muy variadas y los consiguientes cambios ecológicos y socioeconómicos también afectarán a todos los Objetivos.

Los cambios que provocan en las redes tróficas el calentamiento del océano y el aumento de la acidez pueden afectar considerablemente a las poblaciones de superdepredadores, como las especies altamente migratorias de atunes y peces espada (Fernandes et al., 2013), mientras que los ocasionados por el debilitamiento de la circulación de retorno del océano Atlántico pueden alterar la distribución de las especies (Caesar et al., 2018). El calentamiento, la acidificación y la desoxigenación de los océanos, junto con otros factores, podrían modificar la productividad primaria, el crecimiento y la distribución de las poblaciones de peces (Barange et al., 2018), lo que alteraría el rendimiento potencial de las especies marinas explotadas y sus beneficios económicos y sociales (Gattuso et al., 2015), consecuencias que, a su vez, afectarían a todos los Objetivos de Desarrollo Sostenible. Por último, están bien documentados el impacto y las posibles repercusiones de las crecientes cantidades de plástico que hay en los océanos (por ejemplo, Beaumont et al., 2019), que influirán asimismo en todos los Objetivos.

5. Perspectivas

Las perspectivas del mar de los Sargazos, tanto a corto como a largo plazo, dependen de las decisiones, las prioridades y la cooperación internacionales. La importancia del mar de los Sargazos está reconocida internacionalmente y, dada su ubicación en alta mar, son varias las organizaciones encargadas de protegerlo. Gracias a su remota situación y a su tamaño, se mantiene relativamente prístino comparado con otras zonas de mar abierto, pese a la concentración que causan sus corrientes giratorias. No obstante, su integridad corre peligro tanto por los cambios ya mencionados como por otros factores, como el hecho de que en los tres últimos años hayan ampliado su ac-

tividad pesquera unos 28 países, según estimaciones realizadas con datos del sistema de identificación automática (Comisión del Mar de los Sargazos, 2019), y se haya incrementado el transporte marítimo en toda la región. El desarrollo de la explotación minera de los fondos marinos en zonas adyacentes a este mar también plantea nuevas amenazas (Dunn et al., 2018). Puede decirse que el mar de los Sargazos ilustra las dificultades que tienen los órganos sectoriales existentes para gobernar de manera holística un ecosistema de alta mar.

Bibliografía

- Amaral-Zettler, Linda A., et al. (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, págs. 516–525.
- Anónimo (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, págs. 2007–2015.
- Atlantic States Marine Pesca Commission (2018). American Eel. Consultado el 8 de noviembre de 2019. www.asmfmc.org/species/american-eel.
- Baker, Philip, et al. (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, págs. 21–34.
- Barange, Manuel, et al. (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., et al. (2019). Global ecological, social and economic impacts of marine plastic. *Marine Pollution Bulletin*, vol. 142, págs. 189–195.
- Béguier-Pon, Mélanie, et al. (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.). Consultado el 8 de noviembre de 2019. <http://bats.bios.edu/>.
- Boerder, Kristina, et al. (2019). Not all who wander are lost: improving spatial protection for large pelagic fishes. *Marine Policy*, vol. 105, págs. 80–90.
- Brooks, Maureen T., et al. (2018). Factors controlling the seasonal distribution of pelagic *Sargassum*. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 599, págs. 1–18.
- Caesar, Levke, et al. (2018). Observed fingerprint of a weakening Atlantic Ocean overturning circulation. *Nature*, vol. 556, No. 7700, pág. 191.
- Carpenter, Edward J., y K.L. Smith (1972). Plastics on the Sargasso Sea surface. *Science*, vol. 175, No. 4027, págs. 1240–1241.
- Clover, Charles (2017). *Sargassum* is weird stuff – and it gets weirder. Blue Marine Foundation. 16 May 2017. www.blumarinefoundation.com/2017/05/16/sargassum-is-weird-stuff-and-it-gets-weirder/.
- Comisión del Mar de los Sargazos (2018). www.sargassoseacommission.org/about-the-commission/hamilton-declaration.
- Comisión del Mar de los Sargazos (2019). www.sargassoseacommission.org/storage/Strengthening_Stewardship_of_the_Sargasso_Sea.pdf.
- Comisión Internacional para la Conservación del Atún Atlántico (CICAA) Acceso a las bases de datos estadísticas de la CICAA. www.int/en/accesingdb.htm.
- Diz, Daniela (2016). The Sargasso Sea. *The International Journal of Marine and Coastal Law*, vol. 31, No. 2, págs. 359–370.
- Djakouré, Sandrine, et al. (2017). On the potential causes of the recent Pelagic *Sargassum* blooms events in the tropical North Atlantic Ocean. *Biogeosciences*.
- Dunn, Daniel C., et al. (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, et al. (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, núm.12, e111913.
- Eriksen, Marcus, et al. (2016). Nature of plastic marine pollution in the subtropical gyres. En: *Hazardous Chemicals Associated with Plastics in the Marine Environment*, págs. 135–162. Springer.
- Fernandes, José A., et al. (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, págs. 2596–2607.
- Franks, James S., et al. (2016). Pelagic Sargassum in the tropical North Atlantic. *Gulf and Caribbean Research*, vol. 27, No. 1, págs. SC6–SC11.
- Freestone, David (2015). Governance of Areas Beyond National Jurisdiction: An Unfinished Agenda of the 1982 Convention. *UNCLOS At* 30.
- Freestone, David, y 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, págs. 345–362
- Gattuso, J.-P., et al. (2015). Contrasting futures for ocean and society from different anthropogenic CO₂ emissions scenarios. *Science*, vol. 349, No. 6243, aac4722.
- Grupo Mixto de Expertos sobre los Aspectos Científicos de la Protección del Medio Marino (GESAMP) (2014). Sources, Fate and Effects of Microplásticos in the Marine Environment: A Global Assessment. GESAMP Reports and Studies 90.
- Hanel, Reinhold, et al. (2014). Low larval abundance in the Sargasso Sea: new evidence about reduced recruitment of the Atlantic eels. *Naturwissenschaften*, vol. 101, No. 12, págs. 1041–1054.
- _____ (2019). Research for PECH Committee – Environmental, Social and Economic Sustainability of European Eel Management. Bruselas: Parlamento Europeo, Departamento de Políticas Estructurales y de Cohesión.
- Henson, Stephanie A., et al. (2016). Observing climate change trends in ocean biogeochemistry: when and where. *Global Change Biology*, vol. 22, No. 4, págs. 1561–1571.
- Hu, Chuanmin, et al. (2016). Sargassum watch warns of incoming seaweed. *Eos*, vol. 97, págs. 10–15.
- Huffard, C. L., et al. (2014). Pelagic Sargassum community change over a 40-year period: temporal and spatial variability. *Marine Biology*, vol. 161, No. 12, págs. 2735–2751.
- Johnson, Donald R., et al. (2013). The Sargassum Invasion of the Eastern Caribbean and Dynamics of the Equatorial North Atlantic, págs. 102–103. En: *Proceedings of the 65th Gulf and Caribbean Pesca Institute Conference, 5–9 November 2012*. Instituto Pesquero del Golfo y del Caribe, Santa Marta (Colombia).
- _____ (2016). Sources, Fate and Effects of Microplásticos in the Marine Environment: A Global Assessment. GESAMP Reports and Studies 93.
- Joint Group of Experts on the Scientific Aspects of Marine Environmental Protection (GESAMP) (2014). Sources, Fate and Effects of Microplásticos in the Marine Environment: A Global Assessment. GESAMP Reports and Studies 90.
- Kell, L., y 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, págs. 258–275.
- Laffoley, D. d'A., et al. (2011). The Protection and Management of the Sargasso Sea. *Alianza del Mar de los Sargazos*.
- Law, Kara Lavender, et al. (2010). Plastic accumulation in the North Atlantic subtropical gyre. *Science*, vol. 329, No. 5996, págs. 1185–1188.

- Law, K.L. (2017). Plastics in the Marine Environment. *Annual Review of Marine Science*, vol. 9, No. 1, págs. 205–229. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010816-060409>.
- Luckhurst, B.E., y 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, págs. 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, págs. 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, págs. 2900–2912.
- Martin, Lindsay Margaret (2016). Pelagic Sargassum and Its Associated Mobile Fauna in the Caribbean, Gulf of Mexico, and Sargasso Sea. Tesis doctoral. Texas A & M University.
- Milledge, John J., y 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., et al. (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, págs. 1035–1064.
- _____ (2019). Spawning by the European eel across 2000 km of the Sargasso Sea. *Biology Letters*, vol. 15, No. 4, 20180835.
- Miller, Michael J., et al. (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, págs. 43–56.
- Munk, Peter, et al. (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, págs. 3593–3599.
- Naciones Unidas (2017). Capítulo 50: Sargasso Sea. En: *The First Global Integrated Marine Assessment: World Ocean Assessment I*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Neuer, Susanne, et al. (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 & Pesca*.
- _____ (2017). *Oceans and the Sustainable Development Goals: Co-Benefits, Climate Change & Social Equity*.
- O’Brien, T. D., et al. (2017). What Are Marine Ecological Time Series Telling Us about the Ocean? A Status Report. COI-UNESCO. IOC Technical Series 129.
- Organización de Pesquerías del Atlántico Noroeste (NAFO) (2015). Report of the Pesca Commission and its Subsidiary Body (STACTIC), 37th Annual Meeting of NAFO, 21–25 September 2015, Halifax, Canada. NAFO/FC Doc. 15/23.
- 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, págs. 1–94.
- Pendleton, L., et al. (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 (NC): Duke University.
- Putnam, Nathan F., et al. (2018). Simulating transport pathways of pelagic Sargassum from the Equatorial Atlantic into the Caribbean Sea. *Progress in Oceanography*, vol. 165, págs. 205–214.

- Righton, David, et al. (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, et al. (2019). Evolution of global marine fishing fleets and the response of fished resources. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 116, No. 25, págs. 12238–12243.
- Schell, Jeffrey M., et al. (2015). Recent Sargassum inundation events in the Caribbean: shipboard observations reveal dominance of a previously rare form. *Oceanography*, vol. 28, No. 3, págs. 8–11.
- Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica (2012). UNEP/CBD/CoP/11/35.
- Sehein, Taylor, et al. (2014). Connectivity in the slender Sargassum shrimp (*Latreutes fucorum*): implications for a Sargasso Sea protected area. *Journal of Plankton Research*, vol. 36, No. 6, págs. 1408–1412.
- Smale, Dan A., et al. (2019). Marine heatwaves threaten global biodiversity and the provision of ecosystem services. *Nature Climate Change*, vol. 9, No. 4, pág. 306.
- Tetu, Sasha G., et al. (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.
- Wabnitz, Colette, et al. (2019). The Sargassum Mass-Bloom of 2018. Nereus Program - The Nippon Foundation (blog). <https://nereusprogram.org/works/the-sargassum-mass-bloom-of-2018/>.

