



Orientaciones adicionales a la *Guía de AMP* : Resultados

Versión 1 (septiembre de 2021)

Orientaciones adicionales a la *Guía de AMP* Resultados

Cita recomendada:

Grorud-Colvert, K., Sullivan-Stack, J., Roberts, C., Constant, V., Costa, B. H. e, Pike, E. P., Kingston, N., Laffoley, D., Sala, E., Claudet, J., Friedlander, A. M., Gill, D. A., Lester, S. E., Day, J. C., Gonçalves, E. J., Ahmadi, G. N., Rand, M., Villagomez, A., Ban, N. C., ... Lubchenco, J. (2021). The MPA Guide: A framework to achieve global goals for the ocean. *Science*. <https://doi.org/10.1126/science.abf0861>. Expanded Guidance: Outcomes Version 1 (September, 2021).

Also Table S1 in Supplementary Materials for Grorud-Colvert et al. 2021, "The MPA Guide: A Framework to Achieve Global Goals for the Ocean", *Science*.

Resultados ecológicos adicionales de las AMP de acuerdo al Nivel de Protección

Los Resultados presuponen que se han aplicado las buenas prácticas en las Condiciones Favorables (CONDICIONES), que el AMP puede reducir las principales amenazas y que el sistema ha tenido tiempo de pasar de un estado degradado a otro con relativamente pocas fluctuaciones. Aunque algunos beneficios ecológicos se producen rápidamente como consecuencia de la protección (p. ej., véase la referencia bibliográfica 1), muchos otros pueden tardar en producirse. Los niveles de confianza en los resultados reflejan la opinión de los expertos en función de la investigación disponible (véanse las referencias bibliográficas). Las referencias que respaldan cada resultado no son exhaustivas, pero son representativas de la evidencia disponible.

RESULTADOS	NIVEL DE PROTECCIÓN				Nivel de confianza en los efectos / Referencias que los respaldan
	Totalmente	Altamente	Ligeramente	Mínimamente	
Conservación de la biodiversidad					
Muchos atributos de los organismos individuales, sus poblaciones y sus comunidades contribuyen a la persistencia y resistencia generales de las especies y los ecosistemas, y a los beneficios que estos proporcionan a las personas. Las celdas a la derecha de cada resultado describen en qué medida es probable que los distintos niveles de protección protejan o restauren ese atributo.					
<p>Abundancia: se mantiene o aumenta hacia los niveles previos a la explotación.</p> <ul style="list-style-type: none"> En general, la protección se traduce en un aumento de la abundancia de organismos dentro del AMP. El tipo de aumento, la magnitud y el momento en que se produce dependen del Nivel de Protección y el grado de explotación o impacto previo. Las especies previamente explotadas generalmente aumentan con mayor rapidez que otras especies. Las presas de estas especies anteriormente explotadas probablemente disminuirán en abundancia a medida que sus depredadores se recuperen, lo que indica que el ecosistema está recuperándose. 	Se mantienen las abundancias en lugares no afectados o aumentan hacia niveles no explotados/no afectados, incluidas muchas especies muy vulnerables al agotamiento.	Aumentan las abundancias, incluidas en algunas especies muy vulnerables al agotamiento, pero en el caso de las que siguen siendo objetivo, aumentan a niveles más bajos que con la protección total.	Las especies que cuentan con protección específica pueden aumentar en abundancia. Las especies vulnerables pueden estar presentes en niveles de población bajos.	Cambio mínimo o disminución constante de las especies sobre-explotadas o afectadas.	Nivel de confianza alto Côté et al. 2001 (1); Lester and Halpern 2008 (2); Claudet et al. 2008 (3); Lester et al. 2009 (4); Giakoumi et al. 2017 (5); Zupan et al. 2018 (6)

RESULTADOS	NIVEL DE PROTECCIÓN				Nivel de confianza en los efectos / Referencias que los respaldan
	Totalmente	Altamente	Ligeramente	Mínimamente	
<p>Estructura por edades de la población: se mantiene o se acerca a la estructura natural por edades.</p> <ul style="list-style-type: none"> Una vez protegidas, las especies previamente explotadas o afectadas (p. ej., las capturas incidentales) viven más tiempo, sobre todo los depredadores. Esto modifica la estructura de la población hacia individuos de mayor talla y edad, que se reproducen más, tienen más experiencia (p. ej. a la hora de encontrar pareja o zonas favorables para el desove), pueden producir una descendencia de mayor calidad y pueden proteger a la población durante periodos plurianuales de condiciones ambientales desfavorables para la reposición. 	Los individuos más adultos volverán gradualmente a la población, con plazos que dependerán de las tasas de crecimiento de la especie.	Los individuos más adultos volverán gradualmente a la población si no son explotados.	Las especies que cuentan con protecciones específicas viven más tiempo; las especies explotadas o afectadas, no.	Diferencia mínima en la estructura de la población en comparación con los lugares no protegidos.	Nivel de confianza alto Roberts et al. 2001 (7); Claudet et al. 2006 (8); Ruttenberg et al. 2011 (9); Garcia- Rubies et al. 2013 (10); Abesamis et al. 2014 (11); Malcolm et al. 2015 (12); Harasti et al. 2018 (13)
<p>Biomasa: se mantiene o aumenta hacia los niveles previos a la explotación.</p> <ul style="list-style-type: none"> Por lo general, la protección conlleva un aumento de la abundancia y de las tallas promedio, lo que se traduce en grandes incrementos de la biomasa de especies anteriormente explotadas o afectadas. 	La biomasa se mantiene en los niveles no explotados o no afectados o se recupera hasta alcanzarlos.	La biomasa se mantiene en los niveles no explotados o no afectados o aumenta. En el caso de las especies explotadas o afectadas, la biomasa se encuentra en niveles menores.	Aquellas especies que cuentan con protección específica aumentarán en biomasa.	Diferencia mínima en la biomasa en comparación con los lugares no protegidos.	Nivel de confianza alto Lester and Halpern 2008 (2); Lester et al. 2009 (4); Sala et al. 2012 (14); Guidetti et al. 2014 (15); Giakoumi et al. 2017 (5); Giakoumi 2018 (16); Zupan et al. 2018 (6); Agnetta et al. 2019 (17)
<p>Riqueza de especies (nro. de especies): aumenta a medida que se recuperan las poblaciones.</p> <ul style="list-style-type: none"> La protección tiene como consecuencia un aumento del número de especies a medida que las poblaciones se recuperan, las especies raras se hacen más comunes y las especies vulnerables, antes ausentes, recolonizan. 	La riqueza se mantiene en áreas anteriormente no explotadas o se recupera hacia niveles no afectados por impactos.	La riqueza se mantiene (en áreas anteriormente no explotadas) o se recupera hacia niveles mayores.	Hay poca diferencia en la riqueza total, aunque es más frecuente la presencia de especies con protecciones específicas.	Diferencia mínima en la riqueza en comparación con los lugares no protegidos.	Nivel de confianza alto Lester and Halpern 2008 (2); Russ and Alcala 2011 (18); Nash and Graham 2016 (19)

RESULTADOS	NIVEL DE PROTECCIÓN				Nivel de confianza en los efectos / Referencias que los respaldan
	Totalmente	Altamente	Ligeramente	Mínimamente	
<p>Rendimiento reproductivo y reposición: aumenta a medida que las poblaciones se recuperan.</p> <ul style="list-style-type: none"> Dado que los animales más grandes suelen producir un número mucho mayor de crías que los más pequeños, y dado que los animales viven más tiempo cuando no son explotados, en las áreas protegidas se producen muchas más crías. Los animales más grandes también logran reproducirse con más éxito y tienen crías de mayor calidad que sobreviven mejor. 	El rendimiento reproductivo de la mayoría de las poblaciones previamente diezmadas puede aumentar varias veces y, en algunos casos, de decenas a más de cien veces.	Los aumentos del rendimiento reproductivo son sustanciales para la mayoría de las poblaciones agotadas.	Se observan algunos aumentos en el rendimiento reproductivo de las especies que cuentan con protecciones específicas.	Diferencia mínima en la reproducción al compararla con la de los lugares no protegidos.	Nivel de confianza alto Nemeth 2005 (20); Kaiser et al. 2007 (21); Crec'hriou et al. 2010 (22); Taylor and McIlwain, 2010 (23); Díaz et al. 2011 (24); Hixon et al. 2014 (25); Barneche et al. 2018 (26); Marshall et al. 2019 (27)
<p>Conectividad de las poblaciones: mayor autorreposición y exportación de descendientes a medida que las poblaciones se recuperan.</p> <ul style="list-style-type: none"> En las áreas protegidas, la mayor producción de huevos u otros propágulos puede conducir a una reposición más rápida de la población dentro de la AMP, pero también a una mayor exportación de descendientes y, por tanto, a una mayor reposición fuera de la AMP, a veces a grandes distancias. 	La exportación de huevos, larvas y propágulos aumenta en la mayoría de las especies.	La exportación de huevos, larvas y propágulos aumenta en muchas especies.	La exportación de huevos, larvas y propágulos aumenta solo para algunas especies.	Diferencia mínima en la exportación de huevos, larvas y propágulos en comparación con los lugares no protegidos.	Nivel de confianza moderado Pelc et al. 2010 (28); Christie et al. 2010 (29); Di Franco et al. 2012 (30); Roberts and Hawkins 2012 (31); Andrello et al. 2017 (32); Roberts et al. 2017 (33); Manel et al. 2019 (34); Assis et al. 2021 (35)
<p>Protección de especies raras y en peligro: una mayor protección permite que las poblaciones se recuperen.</p> <ul style="list-style-type: none"> Algunas especies son más vulnerables a la explotación y los daños que otras, a veces incluso a intensidades bajas de uso humano. 	Las AMP ofrecen refugio y mejoran las poblaciones de muchas especies raras y en peligro, especialmente las especies sésiles, sedentarias o de escasa movilidad.	Las AMP ofrecen refugio y aumentan las poblaciones de algunas especies raras y en peligro de extinción, especialmente las especies sésiles, sedentarias o de escasa movilidad, pero a niveles más bajos que con la protección total de estas especies.	Hay presencia de especies raras y en peligro que cuentan con protecciones específicas, especialmente si son especies sésiles, sedentarias o de escasa movilidad, pero a niveles inferiores que con protección total o alta.	Diferencias mínima en comparación con los lugares no protegidos.	Nivel de confianza moderado Mouillot et al. 2008 (36); Pichegru et al. 2010 (37); Gormley et al. 2012 (38); Goetze et al. 2015 (39); McLaren et al. 2015 (40); Dwyer et al. 2020 (41)

RESULTADOS	NIVEL DE PROTECCIÓN				Nivel de confianza en los efectos / Referencias que los respaldan
	Totalmente	Altamente	Ligeramente	Mínimamente	
<p>Diversidad genética: mejorada a medida que las poblaciones se recuperan y aumenta la heterogeneidad del hábitat.</p> <ul style="list-style-type: none"> El tamaño considerable de las poblaciones y el aumento de la heterogeneidad ambiental favorecen la diversidad genética, aunque el efecto puede ser limitado en el caso de las especies que han experimentado cuellos de botella en sus poblaciones. (La heterogeneidad ambiental se refiere a la diversidad de hábitats, que aumentará a medida que se recuperen los hábitats sensibles y vulnerables). La diversidad genética también puede verse favorecida por el entorno selectivo diferente que ofrecen las AMP en comparación con las áreas no protegidas. 	La diversidad genética se mantiene o aumenta en la mayoría de las especies.	La diversidad genética se mantiene o aumenta en muchas especies.	La diversidad genética se mantiene o aumenta en algunas especies.	Diferencias mínimas en la diversidad genética en comparación con los lugares no protegidos.	<p>Nivel de confianza moderado</p> <p>Miethe et al. 2009 (42); Fidler et al. 2018 (43); Jones et al. 2018 (44); Sørtdalen et al. 2018 (45)</p>
<p>Los hábitats: se recuperan durante años o décadas.</p> <ul style="list-style-type: none"> Los hábitats se recuperarán en periodos de años a décadas a medida que las especies que forman los hábitats (como algas, praderas submarinas, corales, ostras, etc.) se beneficien de la protección y produzcan efectos ecológicos de protección en cascada en todos los ecosistemas. 	La recuperación total de todos los hábitats es posible, pero los plazos dependen de los tipos de hábitats presentes o que puedan restablecerse. Se desarrolla una mayor complejidad tridimensional.	Muchos hábitats se recuperan total o parcialmente, pero los plazos dependen de los tipos de hábitats presentes.	Algunos hábitats se recuperan parcialmente.	Diferencias mínimas con los lugares no protegidos en cuanto al estado del hábitat o los tipos de hábitats presentes.	<p>Nivel de confianza alto</p> <p>Guidetti 2007 (46); Babcock et al. 2010 (47); Costello 2014 (48); Williamson et al. 2014 (49); Turnbull et al. 2018 (50)</p>
<p>Funcionamiento del ecosistema: se recuperan las interacciones y los procesos naturales.</p> <ul style="list-style-type: none"> A medida que las especies objetivo se recuperen, volverán a interactuar con otras especies de la comunidad. Esto, a su vez, modifica otras interacciones que pueden repercutir en toda la comunidad. Los cambios a nivel del ecosistema a menudo serán más drásticos cuando las especies afectadas sean depredadores apicales o de niveles altos, especies formadoras de hábitats o especies clave. 	Recuperación total de los niveles naturales de estructura trófica y complejidad para la mayoría de las especies y hábitats; recuperación parcial para aquellos en los que las especies clave son muy migratorias o tienen un alto grado de movilidad.	Recuperación parcial hacia niveles restablecidos de estructuras tróficas y complejidad.	Los efectos de la protección en la red alimentaria son bastante limitados e incompletos.	Diferencias mínimas en comparación con los lugares no protegidos.	<p>Nivel de confianza moderado</p> <p>Guidetti 2006 (51); Claudet et al. 2010 (52); Babcock et al. 2010 (47); McClanahan and Graham 2015 (53); Russ et al. 2015 (54); Acuña-Marrero et al. 2017 (55); Selden et al. 2017 (56)</p>

RESULTADOS	NIVEL DE PROTECCIÓN				Nivel de confianza en los efectos / Referencias que los respaldan
	Totalmente	Altamente	Ligeramente	Mínimamente	
<p>Resiliencia del ecosistema: (la capacidad de recuperación tras perturbaciones): se mantiene o aumenta hacia los niveles anteriores a la explotación.</p> <ul style="list-style-type: none"> La restauración de las interacciones ecológicas naturales, el aumento del tamaño de las poblaciones y la mayor diversidad genética asociada probablemente aumentará la resiliencia de la comunidad en el AMP. 	La resiliencia aumenta significativamente.	La resiliencia aumenta.	Escaso aumento aparente de la resiliencia.	Mínimo o nulo aumento aparente de la resiliencia.	<p>Nivel de confianza bajo</p> <p>McLeod et al. 2008 (57); Ling et al. 2009 (58); Micheli et al. 2012 (59); Barnett and Baskett, 2015 (60); Mellin et al. 2016 (61); Wilson et al. 2020 (62)</p>
<p>Efectos en las especies explotadas</p> <p>El nivel de protección de cada AMP o zona puede tener efectos importantes en las especies explotadas. Las celdas a la derecha de cada resultado describen en qué medida es probable que los distintos niveles de protección protejan o restauren estas poblaciones, y los beneficios que proporcionan para las personas.</p>					
<p>Desbordamiento (spillover): movimiento neto de animales móviles objetivo y algunas algas marinas a zonas de pesca adyacentes.</p> <ul style="list-style-type: none"> El desbordamiento se produce normalmente a un máximo de unos pocos kilómetros de distancia, a medida que aumentan las densidades de población y las condiciones de hacinamiento. El desbordamiento suele observarse por primera vez como un aumento de las tasas de captura pesqueras justo fuera de los límites del AMP (o de su zona de veda absoluta). El nivel de desbordamiento varía según la especie y depende en gran medida de la movilidad de la especie, de las condiciones del hábitat y el nivel de pesca fuera del área protegida. 	El desbordamiento aumenta significativamente con el tiempo a medida que las poblaciones se recuperan con fuerza dentro de las AMP. Los peces de mayor talla dentro de las AMP producen proporcionalmente más larvas, lo que puede dar lugar a un posible desbordamiento.	El desbordamiento aumenta con el tiempo a medida que las poblaciones se recuperan dentro de las AMP. Los índices de desbordamiento y el número de especies que muestran este efecto son inferiores a los que se alcanzan con protección total.	El desbordamiento puede aumentar en el caso de las especies que cuentan con protección específica.	Desbordamiento mínimo a áreas adyacentes.	<p>Nivel de confianza alto</p> <p>Abesamis and Russ 2005 (63); Halpern et al. 2009 (64); Russ and Alcala 2011 (18); Roberts and Hawkins 2012 (31); Di Lorenzo et al. 2016 (65); Di Lorenzo et al. 2020 (66)</p>
<p>Exportación de larvas: se mantiene o aumenta hacia los niveles previos a la explotación.</p> <ul style="list-style-type: none"> El aumento de la abundancia y la talla de los peces, sumado a la reducción de las perturbaciones, mejora el rendimiento reproductivo y suele dar lugar a la exportación de huevos y larvas de la AMP a las zonas circundantes. 	Se observan tasas muy elevadas de exportación de huevos y larvas y aumentan con el tiempo. Los peces de mayor talla dentro de las AMP producen proporcionalmente más larvas, lo que aumenta el potencial de exportación de las mismas.	Se observan tasas elevadas de exportación de huevos y larvas y aumentan con el tiempo, pero a niveles menores que con protección total.	La exportación de huevos y larvas es mayor para las especies que cuentan con protección específica, y aumenta con el tiempo.	Cambios mínimos en la exportación de huevos y larvas tras la protección.	<p>Nivel de confianza alto</p> <p>Manríquez and Castilla, 2001 (67); Planes et al. 2009 (68); Christie et al. 2010 (29); Crec'hriou et al. 2010 (22); Pelc et al. 2010 (28); Harrison et al. 2012 (69); Di Franco et al. 2015 (70)</p>

RESULTADOS	NIVEL DE PROTECCIÓN				Nivel de confianza en los efectos / Referencias que los respaldan
	Totalmente	Altamente	Ligeramente	Mínimamente	
<p>Cobertura contra la gestión deficiente o el colapso de las poblaciones: protege a una parte de la población de la explotación.</p> <ul style="list-style-type: none"> Una mayor abundancia y tamaño de los individuos, la ampliación de las estructuras de edad de la población y el aumento de la reproducción reducen la probabilidad de que la sobrepesca fuera del AMP provoque el colapso de la población, y favorecen la recuperación tras problemas de gestión en las zonas de pesca. 	El valor de la cobertura es potencialmente muy alto y aumenta con el tiempo transcurrido desde que se cuenta con la protección y con la superficie protegida.	El valor de la cobertura es potencialmente alto y aumenta con el tiempo transcurrido desde que se cuenta con protección y con la superficie protegida.	Existe cierto valor en la cobertura para las especies que cuentan con protección específica, pero es probable que el efecto sea bajo.	El valor de la cobertura es aparentemente mínimo o nulo.	<p>Nivel de confianza moderado</p> <p>Lauck et al. 1998 (71); Roberts et al. 2005 (72); Russ and Alcala 2011 (18); Krueck et al. 2017 (73)</p>
<p>Protección de las etapas vulnerables de la vida: mejorada mediante zonas de cría, agrupaciones de desove, etc., lo que incluye a las especies altamente migratorias.</p> <ul style="list-style-type: none"> La protección favorece la supervivencia y el crecimiento y reduce el impacto de la sobrepesca. 	Los beneficios podrían ser muy elevados si las áreas clave de vulnerabilidad (p. ej., agrupaciones de desove) están totalmente protegidas en las AMP.	Los beneficios podrían ser muy elevados si las áreas clave de vulnerabilidad (p. ej., agrupaciones de desove) están altamente protegidas en las AMP.	Existen algunos beneficios evidentes para las áreas clave de vulnerabilidad a las que cuentan con protección específica.	Existen beneficios mínimos.	<p>Nivel de confianza alto</p> <p>Beets and Friedlander 1999 (74); Planes et al. 2000 (68); Rogers Bennett and Pearse 2001 (75); Sala et al. 2001 (76); Mumby et al. 2004 (78); Garla et al. 2006 (77); Nemeth 2005 (20); Armsworth et al. 2010 (78); Grüss et al. 2014 (79); Erisman et al. 2017 (80); Farmer et al. 2017 (81); Sadovy de Mitcheson et al. 2020 (82)</p>

RESULTADOS	NIVEL DE PROTECCIÓN				Nivel de confianza en los efectos / Referencias que los respaldan
	Totalmente	Altamente	Ligeramente	Mínimamente	
Calidad del agua					
El nivel de protección de cada AMP o zona puede tener efectos importantes en la calidad del agua. Las celdas a la derecha de cada resultado describen en qué medida es probable que los distintos niveles de protección protejan o restauren la calidad del agua, y los beneficios que esto proporciona para las personas.					
<p>Eutrofización: reducida, menor probabilidad de zonas muertas, floraciones de algas nocivas, etc.</p> <ul style="list-style-type: none"> Las redes alimentarias pelágicas y bentónicas más intactas pueden aumentar las tasas de pastoreo/ciclo de nutrientes y alimentación de detritos, reduciendo los efectos adversos del enriquecimiento de nutrientes. Las redes alimentarias pelágicas más intactas pueden reducir la probabilidad de que florezcan especies de algas nocivas, aunque incluso en el caso de las AMP altamente protegidas y totalmente protegidas, es probable que el efecto se vea contrarrestado si existe una contaminación excesiva por nutrientes. 	Posible	Posible	Poco probable	Poco probable	<p>Nivel de confianza bajo</p> <p>Olds et al. 2014 (83); Alongi et al. 2015 (84); McKinnon et al. 2017 (85); Bergstrøm et al. 2019 (86); Strain et al. 2019 (87)</p>

RESULTADOS	NIVEL DE PROTECCIÓN				Nivel de confianza en los efectos / Referencias que los respaldan
	Totalmente	Altamente	Ligeramente	Mínimamente	
<p>Patógenos y contaminantes: concentraciones reducidas.</p> <ul style="list-style-type: none"> Las altas densidades de animales que se alimentan por filtración pueden reducir los niveles de nutrientes y patógenos en las aguas suprayacentes, y los hábitats con vegetación pueden reducir los patógenos bacterianos. Mitigación de las enfermedades de especies como los corales mediante la reducción de las lesiones físicas en las áreas donde se reducen las actividades humanas. Puede mejorar la resiliencia de los ecosistemas al preservar su función. Los artes de pesca móviles pueden volver a suspender sedimentos y contaminantes heredados (p. ej., DDT, bifenilo policlorado, metales pesados) a un ritmo mayor que las perturbaciones naturales, reintrociéndolos en las redes alimentarias demersales y pelágicas. La protección frente a los artes móviles aumenta la longevidad y la eficacia del almacenamiento. 	<p>Es probable que se reduzcan los niveles de patógenos en comparación con los lugares no protegidos. Los efectos también pueden extenderse a áreas adyacentes.</p> <p>Existen evidencias de la reducción de los niveles de enfermedades del coral en las zonas totalmente protegidas debido a los menores niveles de daños en el coral y a la menor abundancia de sedales abandonados.</p> <p>Mayores tasas de absorción y secuestro de sustancias químicas heredadas por parte de los invertebrados del fondo marino con un mayor tiempo de permanencia en los sedimentos.</p>	<p>Es probable que se reduzcan los niveles de patógenos en comparación con los lugares no protegidos. Los efectos también pueden extenderse a áreas adyacentes.</p> <p>Se ha demostrado que minimizar el impacto de otras fuentes (p. ej. la pesca) aumenta la resiliencia frente a las enfermedades de los corales.</p> <p>Mayores tasas de absorción y secuestro de sustancias químicas heredadas por parte de los invertebrados del fondo marino con un mayor tiempo de permanencia en los sedimentos.</p>	<p>Es posible que se reduzcan los niveles de patógenos, especialmente si se incluyen hábitats con vegetación.</p> <p>Los impactos de la pesca (p. ej., sedales abandonados) pueden empeorar los casos de enfermedad en los corales.</p> <p>Si se los protege de los artes de pesca móviles, los invertebrados de los fondos marinos pueden absorber y retener mayores cantidades de sustancias químicas heredadas si el tiempo de permanencia en los sedimentos es más prolongado.</p>	<p>Diferencias mínima con los lugares no protegidos.</p>	<p>Nivel de confianza moderado</p> <p>Cotou et al. 2005 (88); Durrieu de Madron et al. 2005 (89); Lamb et al. 2017 (90); Pollack et al. (2014) (91)</p>
<p>Sedimentos en suspensión: niveles reducidos</p> <ul style="list-style-type: none"> El restablecimiento de poblaciones densas de invertebrados que se alimentan por filtración aumentará la velocidad de filtración del agua y reducirá los sedimentos en suspensión. Además, la claridad mejorada del agua puede favorecer el aumento de la vegetación acuática enraizada (como las praderas submarinas), que proporciona un importante hábitat para la cría de peces. 	<p>Se restablecen densas poblaciones de animales que se alimentan por filtración en el fondo marino, lo que aumenta la claridad del agua y la abundancia de vegetación acuática enraizada, especialmente en masas de agua semicerradas.</p>	<p>Se restablecen densas poblaciones de animales que se alimentan por filtración en el fondo marino, lo que aumenta la claridad del agua y la abundancia de vegetación acuática enraizada, especialmente en masas de agua semicerradas.</p>	<p>Si se las protege de los artes de pesca móviles, las poblaciones densas de animales que se alimentan por filtración pueden volver a establecerse en el fondo marino, lo que aumentaría la claridad del agua y permitiría la permanencia de vegetación acuática enraizada, especialmente en masas de agua semicerradas.</p>	<p>Diferencias mínimas con los lugares no protegidos.</p>	<p>Nivel de confianza bajo</p> <p>State of Queensland, 2018 (92); Powell et al. 2019 (93)</p>

RESULTADOS	NIVEL DE PROTECCIÓN				Nivel de confianza en los efectos / Referencias que los respaldan
	Totalmente	Altamente	Ligeramente	Mínimamente	
Resiliencia, adaptación y mitigación climáticas					
El nivel de protección de cada AMP o zona puede desempeñar un papel importante en la resiliencia, adaptación y mitigación del clima. Existe un alto grado de confianza en los conocimientos básicos sobre cómo los sistemas marinos secuestran y almacenan carbono; sin embargo, se necesitan más estudios sobre cómo las AMP contribuyen específicamente al presupuesto de carbono. En las celdas que aparecen a la derecha de cada resultado se describe hasta qué punto es probable que los distintos niveles de protección repercutan en el cambio climático, así como los beneficios que esto supone para las personas.					
<p>Carbono: mejora y salvaguarda del secuestro y el almacenamiento mejora y salvaguarda del secuestro y el almacenamiento</p> <ul style="list-style-type: none"> Una mayor producción primaria por parte de los hábitats con vegetación, como manglares, marismas y praderas submarinas, protegidos en las AMP da lugar a una mayor captura de carbono (p. ej., carbono azul). Los depósitos de carbono presentes en los sedimentos de las AMP están protegidos de las perturbaciones provocadas por los artes de pesca móviles y otras fuentes. Los hábitats de fondos marinos donde no se han realizado arrastres y dragados favorecen la absorción de carbono por parte de las comunidades ricas en organismos y plantas que se alimentan por filtración, y su almacenamiento en los sedimentos. Los hábitats pelágicos con gran abundancia de especies mesopelágicas. 	Alto, si la AMP protege hábitats costeros de carbono azul como manglares, marismas y praderas submarinas, otras comunidades marinas que secuestran carbono, o protege los sedimentos de los artes de pesca móviles u otras fuentes de perturbación.	Alto, si la AMP protege hábitats costeros de carbono azul como manglares, marismas y praderas submarinas, otras comunidades marinas que secuestran carbono, o protege los sedimentos de los artes de pesca móviles u otras fuentes de perturbación.	Moderado, pero solo si la AMP proporciona cierta protección a los hábitats costeros con vegetación o a los sedimentos frente a las perturbaciones de los artes de pesca móviles y otras fuentes.	Diferencias mínimas en comparación con los lugares no protegidos.	<p>Nivel de confianza moderado</p> <p>Nivel de confianza alto en los conocimientos basados en los principios básicos del secuestro y almacenamiento de carbono en los sistemas marinos.</p> <p>Pendleton et al. 2012 (94); Atwood et al. 2015 (95); Mineur et al. 2015 (96); Zarate Barrera and Maldonado 2015 (97); Krause Jensen and Duarte 2016 (98); Howard et al. 2017 (99); Roberts et al. 2017 (33); Duarte et al. 2020 (100); Mariani et al. 2020 (101); Saba et al. 2021 (102); Sala et al. 2021 (103)</p>
<p>Acidificación: efectos locales mitigados</p> <ul style="list-style-type: none"> Las áreas con vegetación pueden reducir la acidificación local. Esto puede beneficiar a los moluscos locales o a otras especies de importancia económica o cultural. La excreción de carbonato por los peces que migran verticalmente en la superficie puede disminuir la acidez superficial. La acuicultura de algas puede reducir la acidificación. 	<p>Los hábitats con vegetación aumentan en extensión y calidad, especialmente si se complementan con restauración activa y realineación costera, lo que mitiga la acidificación local.</p> <p>La protección de las especies que migran verticalmente facilita que se regule la superficie.</p>	<p>Los hábitats con vegetación aumentan en extensión y calidad, especialmente si se complementan con restauración activa y realineación costera, lo que mitiga la acidificación local.</p> <p>La protección de las especies que migran verticalmente puede facilitar que se regule la superficie.</p>	<p>Con una protección específica, los hábitats con vegetación pueden aumentar en extensión y calidad, especialmente si se complementan con una restauración activa, con lo que se mitiga la acidificación local.</p> <p>La protección de las especies que migran verticalmente puede facilitar que se regule la superficie.</p>	Diferencias mínimas con los lugares no protegidos. Sin embargo, en las AMP que favorecen la acuicultura de algas se pueden obtener beneficios que reduzcan la acidificación local.	<p>Nivel de confianza bajo</p> <p>Unsworth et al. 2012 (104); Roberts et al. 2017 (33); Duarte et al. 2017 (105); But see Koweek et al., 2018 (106)</p>

RESULTADOS	NIVEL DE PROTECCIÓN				Nivel de confianza en los efectos / Referencias que los respaldan
	Totalmente	Altamente	Ligeramente	Mínimamente	
<p>Productividad: disminución de la compensación por el cambio climático.</p> <ul style="list-style-type: none"> • Mayor potencial de adaptación y productividad sostenida gracias a una mayor diversidad genética. • El cambio climático está reduciendo la productividad marina. Con las AMP, es posible mantener la productividad primaria gracias a una mayor abundancia de vida marina que desempeña funciones clave en la "bomba de nutrientes" (transporte de nutrientes desde la profundidad hasta la zona epipelágica), lo que favorece la producción primaria. • La ampliación de la superficie de los hábitats con vegetación costera aumenta la productividad y el aporte de nutrientes a los ecosistemas adyacentes. • El descenso de la productividad secundaria puede contrarrestarse con el aumento de las poblaciones de especies explotadas anteriormente. 	La productividad se mantiene o aumenta.	La productividad se mantiene o aumenta.	La productividad se mantiene o aumenta si las protecciones específicas se dirigen a componentes clave del ecosistema que fomentan la productividad.	Diferencias mínimas con los lugares no protegidos.	<p>Nivel de confianza bajo</p> <p>Grémillet and Boulinier 2009 (107); Reed et al. 2016 (108); Kelly et al. 2017 (109); But see Rogers Bennett and Catton 2019 (110)</p>
<p>Protección costera: perturbaciones compensadas, mantenidas o mejoradas</p> <ul style="list-style-type: none"> • Protección de los hábitats biogénicos, como manglares, praderas submarinas, marismas, arrecifes de coral y criaderos de ostras; pueden proteger las costas incluso cuando sube el nivel del mar. Esto tiene beneficios para la salud humana, la seguridad y las economías. 	Se mantienen o mejoran las defensas costeras naturales, especialmente si se complementan con la restauración activa o la realineación de la costa.	Se mantienen o mejoran las defensas costeras naturales, especialmente si se complementan con la restauración activa o la realineación de la costa.	Se mantienen o mejoran las defensas costeras naturales, si cuentan con protección específica, especialmente si se complementan con la restauración activa o la realineación de la costa.	Diferencias mínima con los lugares no protegidos.	<p>Nivel de confianza alto</p> <p>Luo et al. 2015 (111); Miteva et al. 2015 (112); Narayan et al. 2016 (113); Roberts et al. 2017 (33); Harris et al. 2018 (114); Powell et al. 2019 (93); Duarte et al. 2020 (100)</p>

Referencias bibliográficas

1. M. Côté, I. Mosqueira, J. D. Reynolds, Effects of marine reserve characteristics on the protection of fish populations: a meta-analysis. *J. Fish Biol.* **59**, 178–189 (2001).
2. S. Lester, B. Halpern, Biological responses in marine no-take reserves versus partially protected areas. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **367**, 49–56 (2008).
3. J. Claudet, C. W. Osenberg, L. BenedettiCecchi, P. Domenici, J.-A. GarcíaCharton, Á. PérezRuzafa, F. Badalamenti, J. BayleSempere, A. Brito, F. Bulleri, J.-M. Culioli, M. Dimech, J. M. Falcón, I. Guala, M. Milazzo, J. SánchezMeca, P. J. Somerfield, B. Stobart, F. Vandeperre, C. Valle, S. Planes, Marine reserves: size and age do matter. *Ecol. Lett.* **11**, 481–489 (2008).
4. S. E. Lester, B. S. Halpern, K. Grorud-Colvert, J. Lubchenco, B. I. Ruttenberg, S. D. Gaines, S. Airame, R. R. Warner, Biological effects within no-take marine reserves: a global synthesis. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **384**, 33–46 (2009).
5. S. Giakoumi, C. Scianna, J. Plass-Johnson, F. Micheli, K. Grorud-Colvert, P. Thiriet, J. Claudet, G. Di Carlo, A. Di Franco, S. D. Gaines, J. A. García-Charton, J. Lubchenco, J. Reimer, E. Sala, P. Guidetti, Ecological effects of full and partial protection in the crowded Mediterranean Sea: a regional meta-analysis. *Sci. Rep.* **7**, 8940 (2017).
6. M. Zupan, E. Fragkopoulou, J. Claudet, K. Erzini, B. H. e Costa, E. J. Gonçalves, Marine partially protected areas: drivers of ecological effectiveness. *Front. Ecol. Environ.* **16**, 381–387 (2018).
7. C. M. Roberts, J. A. Bohnsack, F. Gell, J. P. Hawkins, R. Goodridge, Effects of marine reserves on adjacent fisheries. *Science*. **294**, 1920–1923 (2001).
8. J. Claudet, D. Pelletier, J.-Y. Jouvenel, F. Bachet, R. Galzin, Assessing the effects of marine protected area (MPA) on a reef fish assemblage in a northwestern Mediterranean marine reserve: Identifying community-based indicators. *Biol. Conserv.* **130**, 349–369 (2006).
9. B. I. Ruttenberg, S. L. Hamilton, S. M. Walsh, M. K. Donovan, A. Friedlander, E. DeMartini, E. Sala, S. A. Sandin, Predator-Induced Demographic Shifts in Coral Reef Fish Assemblages. *PLOS ONE*. **6**, e21062 (2011).
10. A. García-Rubies, B. Hereu, M. Zabala, Long-term recovery patterns and limited spillover of large predatory fish in a Mediterranean MPA. *PLOS ONE*. **8**, e73922 (2013).
11. R. A. Abesamis, A. L. Green, G. R. Russ, C. R. L. Jadloc, The intrinsic vulnerability to fishing of coral reef fishes and their differential recovery in fishery closures. *Rev. Fish Biol. Fish.* **24**, 1033–1063 (2014).
12. H. A. Malcolm, A. L. Schultz, P. Sachs, N. Johnstone, A. Jordan, Decadal changes in the abundance and length of snapper (*Chrysophrys auratus*) in subtropical marine sanctuaries. *PLOS ONE*. **10**, e0127616 (2015).
13. D. Harasti, J. Williams, E. Mitchell, S. Lindfield, A. Jordan, Increase in relative abundance and size of snapper *Chrysophrys auratus* within partially-protected and no-take areas in a temperate marine protected area. *Front. Mar. Sci.* **5** (2018), doi:10.3389/fmars.2018.00208.
14. E. Sala, E. Ballesteros, P. Dendrinis, A. D. Franco, F. Ferretti, D. Foley, S. Frascchetti, A. Friedlander, J. Garrabou, H. Güçlüsoy, P. Guidetti, B. S. Halpern, B. Hereu, A. A. Karamanlidis, Z. Kizilkaya, E. Macpherson, L. Mangialajo, S. Mariani, F. Micheli, A. Pais, K. Riser, A. A. Rosenberg, M. Sales, K. A. Selkoe, R. Starr, F. Tomas, M. Zabala, The structure of Mediterranean rocky reef ecosystems across environmental and human gradients, and conservation implications. *PLOS ONE*. **7**, e32742 (2012).
15. P. Guidetti, P. Baiata, E. Ballesteros, A. Di Franco, B. Hereu, E. Macpherson, F. Micheli, A. Pais, P. Panzalis, A. A. Rosenberg, M. Zabala, E. Sala, Large-scale assessment of Mediterranean marine protected areas effects on fish assemblages. *PLOS ONE*. **9**, e91841 (2014).
16. E. Sala, S. Giakoumi, No-take marine reserves are the most effective protected areas in the ocean. *ICES J. Mar. Sci.* **75**, 1166–1168 (2018).
17. D. Agnetta, F. Badalamenti, F. Colloca, G. D'Anna, M. Di Lorenzo, F. Fiorentino, G. Garofalo, M. Gristina, L. Labanchi, B. Patti, C. Pipitone, C. Solidoro, S. Libralato, Benthic-pelagic coupling mediates interactions in Mediterranean mixed fisheries: An ecosystem modeling approach. *PLoS ONE*. **14** (2019), doi: 10.1371/journal.pone.0210659.

18. G. R. Russ, A. C. Alcala, Enhanced biodiversity beyond marine reserve boundaries: The cup spillith over. *Ecol. Appl.* **21**, 241–250 (2011).
19. K. L. Nash, N. A. J. Graham, Ecological indicators for coral reef fisheries management. *Fish Fisheries.* **17**, 1029–1054 (2016).
20. R. S. Nemeth, Population characteristics of a recovering US Virgin Islands red hind spawning aggregation following protection. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **286**, 81–97 (2005).
21. M. J. Kaiser, R. E. Blyth-Skyrme, P. J. Hart, G. Edwards-Jones, D. Palmer, Evidence for greater reproductive output per unit area in areas protected from fishing. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **64**, 1284–1289 (2007).
22. R. Crec'hriou, F. Alemany, E. Roussel, A. Chassanite, J. Y. Marinaro, J. Mader, E. Rochel, S. Planes, Fisheries replenishment of early life taxa: potential export of fish eggs and larvae from a temperate marine protected area. *Fish. Oceanogr.* **19**, 135–150 (2010).
23. B. M. Taylor, J. L. McIlwain, Beyond abundance and biomass: effects of marine protected areas on the demography of a highly exploited reef fish. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **411**, 243–258 (2010).
24. D. Díaz, S. Mallo, A. M. Parma, R. Goñi, Decadal trend in lobster reproductive output from a temperate marine protected area. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **433**, 149–157 (2011).
25. M. A. Hixon, D. W. Johnson, S. M. Sogard, BOFFFFs: on the importance of conserving old-growth age structure in fishery populations. *ICES J. Mar. Sci.* **71**, 2171–2185 (2014).
26. D. R. Barneche, D. R. Robertson, C. R. White, D. J. Marshall, Fish reproductive-energy output increases disproportionately with body size. *Science.* **360**, 642–645 (2018).
27. D. J. Marshall, S. Gaines, R. Warner, D. R. Barneche, M. Bode, Underestimating the benefits of marine protected areas for the replenishment of fished populations. *Front. Ecol. Environ.* **17**, 407–413 (2019).
28. R. A. Pelc, R. R. Warner, S. D. Gaines, C. B. Paris, Detecting larval export from marine reserves. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **107**, 18266–18271 (2010).
29. M. R. Christie, B. N. Tissot, M. A. Albins, J. P. Beets, Y. Jia, D. M. Ortiz, S. E. Thompson, M. A. Hixon, Larval connectivity in an effective network of marine protected areas. *PLOS ONE.* **5**, e15715 (2010).
30. D. Franco, B. M. Gillanders, G. D. Benedetto, A. Pennetta, G. A. D. Leo, P. Guidetti, Dispersal Patterns of Coastal Fish: Implications for Designing Networks of Marine Protected Areas. *PLOS ONE.* **7**, e31681 (2012).
31. C. M. Roberts, J. P. Hawkins, "Establishment of fish stock recovery areas" (European Parliament, 2012), p. 70.
32. M. Andrello, F. Guilhaumon, C. Albouy, V. Parravicini, J. Scholtens, P. Verley, M. Barange, U. R. Sumaila, S. Manel, D. Mouillot, Global mismatch between fishing dependency and larval supply from marine reserves. *Nat. Commun.* **8**, 1–9 (2017).
33. C. M. Roberts, B. C. O'Leary, D. J. McCauley, P. M. Cury, C. M. Duarte, J. Lubchenco, D. Pauly, A. Sáenz-Arroyo, U. R. Sumaila, R. W. Wilson, B. Worm, J. C. Castilla, Marine reserves can mitigate and promote adaptation to climate change. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 201701262 (2017).
34. S. Manel, N. Loiseau, M. Andrello, K. Fietz, R. Goñi, A. Forcada, P. Lenfant, S. Kininmonth, C. Marcos, V. Marques, S. Mallo, A. Pérez-Ruzafa, C. Breusing, O. Puebla, D. Mouillot, Long-distance benefits of marine reserves: Myth or reality? *Trends Ecol. Evol.* **34**, 342–354 (2019).
35. J. Assis, E. Fragkopoulou, E. A. Serrão, B. Horta e Costa, M. Gandra, D. Abecasis, Weak biodiversity connectivity in the European network of no-take marine protected areas. *Sci. Total Environ.* **773**, 145664 (2021).
36. D. Mouillot, J. M. Culioli, D. Pelletier, J. A. Tomasini, Do we protect biological originality in protected areas? A new index and an application to the Bonifacio Strait Natural Reserve. *Biol. Conserv.* **141**, 1569–1580 (2008).
37. L. Pichegru, D. Grémillet, R. J. M. Crawford, P. G. Ryan, Marine no-take zone rapidly benefits endangered penguin. *Biol. Lett.* **6**, 498–501 (2010).
38. A. M. Gormley, E. Sloaten, S. Dawson, R. J. Barker, W. Rayment, S. du Fresne, S. Bräger, First evidence that marine protected areas can work for marine mammals. *J. Appl. Ecol.* **49**, 474–480 (2012).
39. J. S. Goetze, S. D. Jupiter, T. J. Langlois, S. K. Wilson, E. S. Harvey, T. Bond, W. Naisilisili, Diver operated video most accurately detects the impacts of fishing within periodically harvested closures. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **462**, 74–82 (2015).

40. B. W. McLaren, T. J. Langlois, E. S. Harvey, H. Shortland-Jones, R. Stevens, A small no take marine sanctuary provides consistent protection for small-bodied by-catch species, but not for large-bodied, high-risk species. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* **471**, 153–163 (2015).
41. R. G. Dwyer, N. C. Krueck, V. Udyawer, M. R. Heupel, D. Chapman, H. L. Pratt, R. Garla, C. A. Simpfendorfer, Individual and population benefits of marine reserves for reef sharks. *Curr. Biol.* **30**, 480–489.e5 (2020).
42. T. Miethe, C. Dytham, U. Dieckmann, J. W. Pitchford, Marine reserves and the evolutionary effects of fishing on size at maturation. *ICES J. Mar. Sci.* **67**, 412–425 (2010).
43. R. Y. Fidler, J. Carroll, K. W. Rynerson, D. F. Matthews, R. G. Turingan, Coral reef fishes exhibit beneficial phenotypes inside marine protected areas. *PLOS ONE*. **13**, e0193426 (2018).
44. K. R. Jones, C. J. Klein, B. S. Halpern, O. Venter, H. Grantham, C. D. Kuempel, N. Shumway, A. M. Friedlander, H. P. Possingham, J. E. M. Watson, The location and protection status of Earth's diminishing marine wilderness. *Curr. Biol.* **28**, 2506–2512.e3 (2018).
45. T. K. Sjørdalen, K. T. Halvorsen, H. B. Harrison, C. D. Ellis, L. A. Vøllestad, H. Knutsen, E. Moland, E. M. Olsen, Harvesting changes mating behaviour in European lobster. *Evol. Appl.* **11**, 963–977 (2018).
46. P. Guidetti, Potential of marine reserves to cause community-wide changes beyond their boundaries. *Conserv. Biol.* **21**, 540–545 (2007).
47. R. C. Babcock, A. C. Alcala, K. D. Lafferty, T. McClanahan, G. R. Russ, N. T. Shears, N. S. Barrett, G. J. Edgar, Conservation or restoration: decadal trends in marine reserves. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* **107**, 18256–18261 (2010).
48. M. J. Costello, Long live Marine Reserves: A review of experiences and benefits. *Biol. Conserv.* **176**, 289–296 (2014).
49. D. H. Williamson, D. M. Ceccarelli, R. D. Evans, G. P. Jones, G. R. Russ, Habitat dynamics, marine reserve status, and the decline and recovery of coral reef fish communities. *Ecol. Evol.* **4**, 337–354 (2014).
50. J. W. Turnbull, Y. Shah Esmaili, G. F. Clark, W. F. Figueira, E. L. Johnston, R. Ferrari, Key drivers of effectiveness in small marine protected areas. *Biodivers. Conserv.* **27**, 2217–2242 (2018).
51. P. Guidetti, Marine reserves reestablish lost predatory interactions and cause community changes in rocky reefs. *Ecol. Appl.* **16**, 963–976 (2006).
52. J. Claudet, C. W. Osenberg, P. Domenici, F. Badalamenti, M. Milazzo, J. M. Falcón, I. Bertocci, L. Benedetti-Cecchi, J.-A. García-Charton, R. Goñi, J. A. Borg, A. Forcada, G. A. de Lucia, Á. Pérez-Ruzafa, P. Afonso, A. Brito, I. Guala, L. L. Diréach, P. Sanchez Jerez, P. J. Somerfield, S. Planes, Marine reserves: Fish life history and ecological traits matter. *Ecol. Appl.* **20**, 830–839 (2010).
53. T. R. McClanahan, N. a. J. Graham, Marine reserve recovery rates towards a baseline are slower for reef fish community life histories than biomass. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **282**, 20151938 (2015).
54. G. R. Russ, K. I. Miller, J. R. Rizzari, A. C. Alcala, Long-term no-take marine reserve and benthic habitat effects on coral reef fishes. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **529**, 233–248 (2015).
55. D. Acuña-Marrero, A. N. H. Smith, N. Hammerschlag, A. Hearn, M. J. Anderson, H. Calich, M. D. M. Pawley, C. Fischer, P. Salinas-de-León, Residency and movement patterns of an apex predatory shark (*Galeocerdo cuvier*) at the Galapagos Marine Reserve. *PLOS ONE*. **12**, e0183669 (2017).
56. R. L. Selden, S. D. Gaines, S. L. Hamilton, R. R. Warner, Protection of large predators in a marine reserve alters size-dependent prey mortality. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* **284**, 20161936 (2017).
57. E. McLeod, R. Salm, A. Green, J. Almany, Designing marine protected area networks to address the impacts of climate change. *Front. Ecol. Environ.* **7**, 362–370 (2009).
58. S. D. Ling, C. R. Johnson, S. D. Frusher, K. R. Ridgway, Overfishing reduces resilience of kelp beds to climate-driven catastrophic phase shift. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **106**, 22341–22345 (2009).
59. F. Micheli, A. Saenz-Arroyo, A. Greenley, L. Vazquez, J. A. E. Montes, M. Rossetto, G. A. D. Leo, Evidence that marine reserves enhance resilience to climatic impacts. *PLOS ONE*. **7**, e40832 (2012).

60. L. A. K. Barnett, M. L. Baskett, Marine reserves can enhance ecological resilience. *Ecol. Lett.* **18**, 1301–1310 (2015).
61. C. Mellin, M. A. MacNeil, A. J. Cheal, M. J. Emslie, M. J. Caley, Marine protected areas increase resilience among coral reef communities. *Ecol. Lett.* **19**, 629–637 (2016).
62. K. L. Wilson, D. P. Tittensor, B. Worm, K. L. Heike, Incorporating climate change adaptation into marine protected area planning. *Glob. Change Biol.*, 3251–3267 (2020).
63. R. A. Abesamis, G. R. Russ, Density-dependent spillover from a marine reserve: long term evidence. *Ecol. Appl.* **15**, 1798–1812 (2005).
64. B. S. Halpern, S. E. Lester, J. B. Kellner, Spillover from marine reserves and the replenishment of fished stocks. *Environ. Conserv.* **36**, 268–276 (2009).
65. M. Di Lorenzo, J. Claudet, P. Guidetti, Spillover from marine protected areas to adjacent fisheries has an ecological and a fishery component. *J. Nat. Conserv.* **32**, 62–66 (2016).
66. M. D. Lorenzo, P. Guidetti, A. D. Franco, A. Calò, J. Claudet, Assessing spillover from marine protected areas and its drivers: A meta-analytical approach. *Fish Fish.* **21**, 906–915 (2020).
67. P. H. Manriquez, J. C. Castilla, Significance of marine protected areas in central Chile as seeding grounds for the gastropod *Concholepas concholepas*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **215**, 201–211 (2001).
68. S. Planes, G. Jones, S. Thorrold, Larval dispersal connects fish populations in a network of marine protected areas. *Proc. Natl. Acad. Sci.* (2009), doi:10.1073/pnas.0808007106.
69. H. B. Harrison, D. H. Williamson, R. D. Evans, G. R. Almany, S. R. Thorrold, G. R. Russ, K. A. Feldheim, L. van Herwerden, S. Planes, M. Srinivasan, M. L. Berumen, G. P. Jones, Larval export from marine reserves and the recruitment benefit for fish and fisheries. *Curr. Biol.* **22**, 1023–1028 (2012).
70. A. Di Franco, A. Calò, A. Pennetta, G. De Benedetto, S. Planes, P. Guidetti, Dispersal of larval and juvenile seabream: Implications for Mediterranean marine protected areas. *Biol. Conserv.* **192**, 361–368 (2015).
71. T. Lauck, C. W. Clark, M. Mangel, G. R. Munro, Implementing the precautionary principle in fisheries management through marine reserves. *Ecol. Appl.* **8**, S72–S78 (1998).
72. C. M. Roberts, J. P. Hawkins, F. R. Gell, The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **360**, 123–132 (2005).
73. N. C. Krueck, G. N. Ahmadi, H. P. Possingham, C. Riginos, E. A. Tremblay, P. J. Mumby, Marine reserve targets to sustain and rebuild unregulated fisheries. *PLOS Biol.* **15**, e2000537 (2017).
74. J. Beets, A. Friedlander, Evaluation of a conservation strategy: a spawning aggregation closure for red hind, *Epinephelus guttatus*, in the U.S. Virgin Islands. *Environ. Biol. Fishes.* **55**, 91–98 (1999).
75. L. RogersBennett, J. S. Pearse, Indirect benefits of marine protected areas for juvenile abalone. *Conserv. Biol.* **15**, 642–647 (2001).
76. E. Sala, E. Ballesteros, R. M. Starr, Rapid decline of Nassau Grouper spawning aggregations in Belize: Fishery management and conservation needs. *Fisheries.* **26**, 23–30 (2001).
77. R. C. Garla, D. D. Chapman, B. M. Wetherbee, M. Shivji, Movement patterns of young Caribbean reef sharks, *Carcharhinus perezi*, at Fernando de Noronha Archipelago, Brazil: the potential of marine protected areas for conservation of a nursery ground. *Mar. Biol.* **149**, 189–199 (2006).
78. P. R. Armsworth, B. A. Block, J. Eagle, J. E. Roughgarden, The economic efficiency of a time–area closure to protect spawning bluefin tuna. *J. Appl. Ecol.* **47**, 36–46 (2010).
79. A. Grüss, D. M. Kaplan, J. Robinson, Evaluation of the effectiveness of marine reserves for transient spawning aggregations in data-limited situations. *ICES J. Mar. Sci.* **71**, 435–449 (2014).
80. B. Erisman, W. Heyman, S. Kobara, T. Ezer, S. Pittman, O. AburtoOropeza, R. S. Nemeth, Fish spawning aggregations: where well-placed management actions can yield big benefits for fisheries and conservation. *Fish Fish.* **18**, 128–144 (2017).
81. N. A. Farmer, W. D. Heyman, M. Karnauskas, S. Kobara, T. I. Smart, J. C. Ballenger, M. J. M. Reichert, D. M. Wyanski, M. S. Tishler, K. C. Lindeman, S. K. Lowerre-Barbieri, T. S. Switzer, J. J. Solomon, K. McCain, M. Marhefka, G. R. Sedberry, Timing and locations of reef fish spawning off the southeastern United States.

PLOS ONE. **12**, e0172968 (2017).

82. Y. Sadovy de Mitcheson, P. L. Colin, S. J. Lindfield, A. Bukurrou, A decade of monitoring an Indo-Pacific grouper spawning aggregation: Benefits of protection and importance of survey design. *Front. Mar. Sci.* **7** (2020), doi:10.3389/fmars.2020.571878.
83. A. D. Olds, K. A. Pitt, P. S. Maxwell, R. C. Babcock, D. Rissik, R. M. Connolly, Marine reserves help coastal ecosystems cope with extreme weather. *Glob. Change Biol.* **20**, 3050–3058 (2014).
84. D. M. Alongi, N. L. Patten, D. McKinnon, N. Köstner, D. G. Bourne, R. Brinkman, Phytoplankton, bacterioplankton and virioplankton structure and function across the southern Great Barrier Reef shelf. *J. Mar. Syst.* **142**, 25–39 (2015).
85. A. D. McKinnon, S. Duggan, M. Logan, C. Lønborg, Plankton Respiration, Production, and Trophic State in Tropical Coastal and Shelf Waters Adjacent to Northern Australia. *Front. Mar. Sci.* **4** (2017), doi:10.3389/fmars.2017.00346.
86. L. Bergström, M. Karlsson, U. Bergström, L. Pihl, P. Kraufvelin, Relative impacts of fishing and eutrophication on coastal fish assessed by comparing a no-take area with an environmental gradient. *Ambio*. **48**, 565–579 (2019).
87. E. M. A. Strain, G. J. Edgar, D. Ceccarelli, R. D. StuartSmith, G. R. Hosack, R. J. Thomson, A global assessment of the direct and indirect benefits of marine protected areas for coral reef conservation. *Divers. Distrib.* **25**, 9–20 (2019).
88. E. Cotou, A. Gremare, F. Charles, I. Hatzianestis, E. Sklivagou, Potential toxicity of resuspended particulate matter and sediments: Environmental samples from the Bay of Banyuls-sur-Mer and Thermaikos Gulf. *Cont. Shelf Res.* **25**, 2521–2532 (2005).
89. X. Durrieu de Madron, B. Ferré, G. Le Corre, C. Grenz, P. Conan, M. Pujo-Pay, R. Buscail, O. Bodirot, Trawling-induced resuspension and dispersal of muddy sediments and dissolved elements in the Gulf of Lion (NW Mediterranean). *Cont. Shelf Res.* **25**, 2387–2409 (2005).
90. J. B. Lamb, J. A. J. M. van de Water, D. G. Bourne, C. Altier, M. Y. Hein, E. A. Fiorenza, N. Abu, J. Jompa, C. D. Harvell, Seagrass ecosystems reduce exposure to bacterial pathogens of humans, fishes, and invertebrates. *Science*. **355**, 731–733 (2017).
91. F. J. Pollock, J. B. Lamb, S. N. Field, S. F. Heron, B. Schaffelke, G. Shedrawi, D. G. Bourne, B. L. Willis, Sediment and turbidity associated with offshore dredging increase coral disease prevalence on nearby reefs. *PLOS ONE*. **9** (2014), doi: 10.1371/journal.pone.0102498.
92. State of Queensland, "Reef 2050 Water Quality Improvement Plan 2017-2022" (State of Queensland, 2018), p. 56.
93. E. J. Powell, M. C. Tyrrell, A. Milliken, J. M. Tirpak, M. D. Staudinger, A review of coastal management approaches to support the integration of ecological and human community planning for climate change. *J. Coast. Conserv.* **23**, 1–18 (2019).
94. L. Pendleton, D. C. Donato, B. C. Murray, S. Crooks, W. A. Jenkins, S. Sifleet, C. Craft, J. W. Fourqurean, J. B. Kauffman, N. Marbà, P. Megonigal, E. Pidgeon, D. Herr, D. Gordon, A. Baldera, Estimating global "blue carbon" emissions from conversion and degradation of vegetated coastal ecosystems. *PLOS ONE*. **7**, e43542 (2012).
95. T. B. Atwood, R. M. Connolly, E. G. Ritchie, C. E. Lovelock, M. R. Heithaus, G. C. Hays, J. W. Fourqurean, P. I. Macreadie, Predators help protect carbon stocks in blue carbon ecosystems. *Nat. Clim. Change*. **5**, 1038–1045 (2015).
96. F. Mineur, F. Arenas, J. Assis, A. J. Davies, A. H. Engelen, F. Fernandes, E. Malta, T. Thibaut, T. Van Nguyen, F. Vaz-Pinto, S. Vranken, E. A. Serrão, O. De Clerck, European seaweeds under pressure: Consequences for communities and ecosystem functioning. *J. Sea Res.* **98**, 91–108 (2015).
97. T. G. Zarate-Barrera, J. H. Maldonado, Valuing Blue Carbon: Carbon Sequestration Benefits Provided by the Marine Protected Areas in Colombia. *PLOS ONE*. **10**, e0126627 (2015).

98. D. Krause-Jensen, C. M. Duarte, Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. *Nat. Geosci.* **9**, 737–742 (2016).
99. J. Howard, E. McLeod, S. Thomas, E. Eastwood, M. Fox, L. Wenzel, E. Pidgeon, The potential to integrate blue carbon into MPA design and management. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* **27**, 100–115 (2017).
100. C. M. Duarte, S. Agusti, E. Barbier, G. L. Britten, J. C. Castilla, J.-P. Gattuso, R. W. Fulweiler, T. P. Hughes, N. Knowlton, C. E. Lovelock, H. K. Lotze, M. Predragovic, E. Poloczanska, C. Roberts, B. Worm, Rebuilding marine life. *Nature.* **580**, 39–51 (2020).
101. G. Mariani, W. W. L. Cheung, A. Lyet, E. Sala, J. Mayorga, L. Velez, S. D. Gaines, T. Dejean, M. Troussellier, D. Mouillot, Let more big fish sink: Fisheries prevent blue carbon sequestration—half in unprofitable areas. *Sci. Adv.* **6**, eabb4848 (2020).
102. G. K. Saba, A. B. Burd, J. P. Dunne, S. HernándezLeón, A. H. Martin, K. A. Rose, J. Salisbury, D. K. Steinberg, C. N. Trueman, R. W. Wilson, S. E. Wilson, Toward a better understanding of fish-based contribution to ocean carbon flux. *Limnol. Oceanogr.* **n/a**, doi:10.1002/lno.11709.
103. E. Sala, J. Mayorga, D. Bradley, R. B. Cabral, T. B. Atwood, A. Auber, W. Cheung, C. Costello, F. Ferretti, A. M. Friedlander, S. D. Gaines, C. Garilao, W. Goodell, B. S. Halpern, A. Hinson, K. Kaschner, K. Kesner-Reyes, F. Leprieur, J. McGowan, L. E. Morgan, D. Mouillot, J. Palacios-Abrantes, H. P. Possingham, K. D. Rechberger, B. Worm, J. Lubchenco, Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature*, 1–6 (2021).
104. R. K. F. Unsworth, C. J. Collier, G. M. Henderson, L. J. McKenzie, Tropical seagrass meadows modify seawater carbon chemistry: implications for coral reefs impacted by ocean acidification. *Environ. Res. Lett.* **7**, 024026 (2012).
105. C. M. Duarte, J. Wu, X. Xiao, A. Bruhn, D. Krause-Jensen, Can seaweed farming play a role in climate change mitigation and adaptation? *Front. Mar. Sci.* **4** (2017), doi:10.3389/fmars.2017.00100.
106. D. A. Koweeck, R. C. Zimmerman, K. M. Hewett, B. Gaylord, S. N. Giddings, K. J. Nickols, J. L. Ruesink, J. J. Stachowicz, Y. Takeshita, K. Caldeira, Expected limits on the ocean acidification buffering potential of a temperate seagrass meadow. *Ecol. Appl.* **28**, 1694–1714 (2018).
107. D. Grémillet, T. Boulinier, Spatial ecology and conservation of seabirds facing global climate change: a review. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **391**, 121–137 (2009).
108. D. Reed, L. Washburn, A. Rassweiler, R. Miller, T. Bell, S. Harrer, Extreme warming challenges sentinel status of kelp forests as indicators of climate change. *Nat. Commun.* **7** (2016), doi:10.1038/ncomms13757.
109. E. L. A. Kelly, Y. Eynaud, I. D. Williams, R. T. Sparks, M. L. Dailer, S. A. Sandin, J. E. Smith, A budget of algal production and consumption by herbivorous fish in an herbivore fisheries management area, Maui, Hawaii. *Ecosphere.* **8**, e01899 (2017).
110. L. Rogers-Bennett, C. A. Catton, Marine heat wave and multiple stressors tip bull kelp forest to sea urchin barrens. *Sci. Rep.* **9**, 15050 (2019).
111. S. Luo, F. Cai, H. Liu, G. Lei, H. Qi, X. Su, Adaptive measures adopted for risk reduction of coastal erosion in the People's Republic of China. *Ocean Coast. Manag.* **103**, 134–145 (2015).
112. D. A. Miteva, B. C. Murray, S. K. Pattanayak, Do protected areas reduce blue carbon emissions? A quasi-experimental evaluation of mangroves in Indonesia. *Ecol. Econ.* **119**, 127–135 (2015).
113. S. Narayan, M. W. Beck, B. G. Reguero, I. J. Losada, B. van Wesenbeeck, N. Pontee, J. N. Sanchirico, J. C. Ingram, G.-M. Lange, K. A. Burks-Copes, The effectiveness, costs and coastal protection benefits of natural and nature-based defences. *PLOS ONE.* **11**, e0154735 (2016).
114. D. L. Harris, A. Rovere, E. Casella, H. Power, R. Canavesio, A. Collin, A. Pomeroy, J. M. Webster, V. Parravicini, Coral reef structural complexity provides important coastal protection from waves under rising sea levels. *Sci. Adv.* **4**, eaa04350 (2018).

