



《MPA指南》 扩展信息： 预期产出

第一版(2021年9月)

扩展信息:预期产出

推荐引用:

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).

另见 Grorud-Colvert et al. 2021 年《MPA 指南》补充材料中的表 S1: “《海洋保护地指南: 一个实现全球海洋目标的框架》”, 《科学》。

根据 MPA 的保护级别扩展信息预测其生态产出

这些产出假定满足实施条件中的最佳实践, 主要威胁可以通过 MPA 加以缓解, 并且系统有时间从退化状态逐渐发展到波动相对较小的状态。虽然一些生态效益在保护措施实施后很快就会出现 (如 1), 但许多效益需要一定时间才能积累。产出的可信度代表专家根据现有研究做出的判断 (见参考文献)。每项产出的支持性参考文献并非详尽无遗, 但都是具有代表性的证据。

预期产出	保护级别				效果的可信度 / 辅助参考资料
	完全	高度	轻度	最低限度	
生物多样性保护					
生物个体、种群和群落的多种属性都对物种和生态系统的整体持续性和复原力作出贡献, 并为人类带来多种益处。预期产出右侧的单元格描述了不同保护级别可能保护或恢复该属性的程度。					
<p>丰度: 保持或增加到利用前的水平。</p> <ul style="list-style-type: none"> 一般来说, 保护会使 MPA 内生物丰度增加。 什么会增加、增加多少以及何时增加取决于保护级别和以前利用或影响的程度。 先前被利用过的物种通常比其他物种增加得更快。 这些先前被利用的物种的猎物可能会随着它们的捕食者丰度恢复而减少, 这表明生态系统正在恢复。 	丰度在未受影响的地点保持, 或者增加到未利用 / 未受影响的水平, 包括许多极易枯竭的物种。	丰度增加, 包括一些极易枯竭的物种, 但目标物种的丰度仍低于完全保护时的水平。	得到特定保护的物种丰度可能会增加。脆弱物种的种群水平可能处于较低水平。	过度利用或受影响的物种丰度变化不大或继续减少。	高可信度 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)
<p>种群年龄结构: 保持或向自然年龄结构延伸。</p> <ul style="list-style-type: none"> 一旦受到保护, 先前被利用或影响的物种 (如兼捕) 寿命更长, 尤其是捕食者。 这就使种群结构向体型较大、年龄较大的个体转变。这些个体通常在繁殖方面投入更多, 更有经验 (例如, 在寻找配偶或有利的产卵区域方面), 可能产下质量更高的后代, 并能在多年的不利于补充种群数量的环境条件下为种群提供缓冲。 	年龄较大的个体会逐渐回归, 时间取决于物种的生长速度。	如果没有被利用, 年龄较大的个体会逐渐回归。	得到特定保护的物种寿命更长, 受利用或影响的物种则不会。	与未保护的地点的种群结构相比差别很小。	高可信度 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)

预期产出	保护级别				效果的可信度 / 辅助参考资料
	完全	高度	轻度	最低限度	
<p>生物量：保持或接近利用前水平。</p> <ul style="list-style-type: none"> 保护通常会导致丰度增加和平均体型增大，从而使以前被利用或受影响的物种的生物量大幅增加。 	生物量保持在未被利用 / 未受影响的水平或朝这个方向恢复。	生物量保持在未被利用 / 未受影响的水平或有所增加。对于被利用过或受影响的物种，生物量处于较低水平。	得到特定保护的物种生物量会增加。被利用或受影响的物种则不会。被利用或受影响的物种将保持在枯竭水平或继续减少。	与未保护的地点的生物量相比差别很小。	高可信度 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>物种丰富度（物种数）：随着种群恢复而增加。</p> <ul style="list-style-type: none"> 保护使得种群恢复，物种数量增加，珍稀物种变得更加普遍，以前消失的脆弱物种重新定居。 	以前未被利用地区的丰富度得以保持，或恢复到未受影响的水平。	以前未被利用地区的丰富度得以保持，或恢复到更高的水平。	虽然受到特殊保护的物种出现频率增加，但总体丰富度差别不大。	与未受保护的地点的丰富度相比差别很小。	高可信度 Lester and Halpern 2008 (2); Russ and Alcala 2011 (18); Nash and Graham 2016 (19)
<p>繁殖产出和补充：随着种群恢复而增加。</p> <ul style="list-style-type: none"> 由于体型较大的动物通常会比体型较小的动物产下更多幼崽，而且动物在未被利用的情况下寿命更长，因此，保护地内的幼崽数量要多得多。 体型较大的动物还可能成功地繁殖高质量的后代，这些后代存活率更高。 	大多数以前已经枯竭的种群的繁殖产量可增加几倍，在某些情况下增加十倍或百倍。	对于大多数以前枯竭的种群来说，繁殖产出的增加是巨大的。	对于给予特定保护的物种，繁殖产出有所增加。	与未受保护的地点相比，繁殖率差别很小。	高可信度 Nemeth 2005 (20); Kaiser et al. 2007 (21); Crechriou et al. 2010 (22); Taylor and McIlwain, 2010 (23); Diaz et al. 2011 (24); Hixon et al. 2014 (25); Barneche et al. 2018 (26); Marshall et al. 2019 (27)
<p>种群的连通性：随着种群的恢复，种群更新和后代输出能力增强。</p> <ul style="list-style-type: none"> 在保护地内，大量生产卵或其他繁殖体可使MPA内的种群得到更快补充，同时也会有更多的后代输出，因此可以更多补充到MPA以外的种群，有时甚至距离很远。 	大多数物种，卵 / 幼体 / 繁殖体的输出增强。	许多物种，卵 / 幼体 / 繁殖体的输出增强。	仅少量物种，卵 / 幼体 / 繁殖体的输出增强。	与未受保护的地点相比，卵 / 幼体 / 繁殖体的输出差别很小。	中等可信度 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)

预期产出	保护级别				效果的可信度 / 辅助参考资料
	完全	高度	轻度	最低限度	
<p>保护珍稀和濒危物种： 加强保护可使种群得以恢复。</p> <ul style="list-style-type: none"> 有些物种比其他物种更容易受到利用和破坏，有时甚至在人类利用强度较低的情况下也是如此。 	MPA 为许多珍稀和濒危物种提供庇护所，增加其数量，尤其是无柄、固定附着或低流动性物种。	MPA 为许多珍稀和濒危物种提供庇护所，增加其数量，尤其是无柄、固定附着或低流动性物种，但程度低于对这些物种进行完全保护的区域。	MPA 为许多珍稀和濒危物种提供庇护所，增加其数量，尤其是无柄、固定附着或低流动性物种，但程度低于对这些物种进行完全或高度保护的区域。	与未受保护的地点差别很小。	中等可信度 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)
<p>遗传多样性： 随着种群恢复和栖息地异质性增加而增强。</p> <ul style="list-style-type: none"> 种群规模较大和环境异质性的增加会促进遗传多样性，但对于那些经历过种群瓶颈的物种来说，效果可能有限（环境异质性是指栖息地的多样性，它将随着敏感和脆弱栖息地的恢复而增加）。 与未受保护的区域相比，MPA 提供了不同的选择性环境，这也可能会增强遗传多样性。 	大多数物种的遗传多样性得以保持或增强。	许多物种的遗传多样性得以保持或增强。	一些物种的遗传多样性得以保持或增强。	与未受保护的地点相比，遗传多样性差别很小。	中等可信度 Miethe et al. 2009 (42); Fidler et al. 2018 (43); Jones et al. 2018 (44); Sørtdalen et al. 2018 (45)
<p>栖息地： 数年至数十年的恢复。</p> <ul style="list-style-type: none"> 随着形成栖息地的物种（海藻、海草、珊瑚、牡蛎等）从保护中受益，并在整个生态系统中产生连锁生态效应，栖息地将在数年到数十年的时间尺度内恢复。 	所有栖息地的完全恢复是可能的，但时间尺度取决于现有或能够重新建立的栖息地类型。发展出更大的三维复杂性。	许多栖息地完全或部分恢复，但时间尺度取决于存在的栖息地类型。发展出更大的三维复杂性。	一些栖息地部分恢复。	与未受保护的地点相比，栖息地条件或存在的栖息地类型差别很小。	高可信度 Guidetti 2007 (46); Babcock et al. 2010 (47); Costello 2014 (48); Williamson et al. 2014 (49); Turnbull et al. 2018 (50)

预期产出	保护级别				效果的可信度 / 辅助参考资料
	完全	高度	轻度	最低限度	
<p>生态系统功能：自然相互作用和过程的恢复。</p> <ul style="list-style-type: none"> 随着目标物种的恢复，它们将与群落中的其他物种重新建立互动关系。 这反过来又会改变其他的相互作用，从而影响整个群落。 当目标物种是高级 / 顶级捕食者、栖息地形成物种或关键物种时，生态系统层面的变化往往最为显著。 	<p>大多数物种和栖息地的营养结构和复杂性完全恢复到自然水平。高流动性或迁徙的关键物种的栖息地部分恢复到自然水平。</p>	<p>部分恢复到营养结构和复杂性的重建水平。</p>	<p>食物网的保护效果非常有限，也不完整。</p>	<p>与未受保护的地点差别很小。</p>	<p>中等可信度</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>
<p>生态系统复原力（受干扰后的恢复能力）：维持或靠近利用前的水平。</p> <ul style="list-style-type: none"> 自然生态交互性恢复、种群数量增加以及相关遗传多样性提高，将有可能增强 MPA 内群落的复原力。 	<p>复原力显著增加。</p>	<p>复原力增加。</p>	<p>复原力没有明显增加。</p>	<p>复原力增幅极小或无明显增加。</p>	<p>低可信度</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>
对被利用物种的影响					
每个 MPA 或其分区内的保护级别会对被利用过的物种产生重要影响。每个“预期产出”右侧的单元格描述了不同保护级别可能保护或恢复这些种群的程度，以及为人类带来的益处。					
<p>溢出效应：目标动物和一些海藻向邻近渔场的净移动。</p> <ul style="list-style-type: none"> 随着种群密度的增加和环境变得更加拥挤，溢出效应通常最多会扩散到几公里以外。溢出效应通常首先表现为 MPA（或其禁渔区）边界外的渔业捕获率上升。 外溢程度因物种而异，并在很大程度上取决于物种的流动性、栖息地条件和保护地外的捕捞水平。 	<p>随着时间的推移，MPA 内的种群极大恢复，溢出效应显著增强。MPA 中的更大鱼类个体会繁殖更多幼体，从而形成潜在的溢出效应。</p>	<p>随着时间的推移，MPA 内种群数量恢复，溢出效应增强。与完全保护相比，溢出率和出现溢出效应的物种数量都较低。</p>	<p>特别保护的物种的溢出效应可能增强。</p>	<p>到临近区域的溢出效应极小。</p>	<p>高可信度</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>幼体输出：保持或接近利用前水平。</p> <ul style="list-style-type: none"> 丰度和个体体积的增加，再加上干扰的减少，都会提高繁殖产量，通常会促进卵和幼体从 MPA 输出到周边地区。 	<p>据观察，卵和幼体的输出率非常高，而且随着时间的推移而增加。MPA 中的更大鱼类个体会繁殖更多幼体，从而增加潜在的幼体输出。</p>	<p>据观察，卵和幼体的输出率很高，而且随着时间的推移而增加，但水平低于完全保护时的水平。</p>	<p>特别保护的物种的卵和幼体的输出更高，且随着时间的推移而增加。</p>	<p>保护的卵和幼体输出量变化极小。</p>	<p>高可信度</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>

预期产出	保护级别				效果的可信度 / 辅助参考资料
	完全	高度	轻度	最低限度	
<p>管理失败或种群崩溃的保障： 保护部分种群免受利用。</p> <ul style="list-style-type: none"> 丰度和个体体积增加、种群年龄结构延长和繁殖量增加降低了 MPA 外的过度捕捞导致种群崩溃的可能性，并促进渔场从管理问题中恢复。 	保障价值可能很高，并随着时间和保护面积的增加而增加。	保障价值可能较高，并随着时间和保护面积的增加而增加。	特殊保护的物种有一定的保障价值，但效果可能较低。	极少或没有明显的保障价值。	中等可信度 Lauck et al. 1998 (71); Roberts et al. 2005 (72); Russ and Alcala 2011 (18); Krueck et al. 2017 (73)
<p>保护脆弱的生命阶段：通过育苗场、产卵聚集区等加强保护，包括高度洄游鱼种。</p> <ul style="list-style-type: none"> 保护可促进生存和生长，减少过度捕捞的影响。 	如果关键脆弱区域（例如，产卵聚集区）在 MPA 中得到充分保护，则效益可能会非常高。	如果关键脆弱区域在 MPA 中得到高度保护，则效益可能较高。	在为关键脆弱区域提供特定保护的情况下，有一定效益。	效益极少。	高可信度 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)
水质					
每个 MPA 或其分区内的保护级别都会对水质产生重要影响。预期产出右侧的单元格描述了不同保护级别可能保护或恢复水质的程度，以及为人类带来的益处。					
<p>富营养化：减少，降低出现死亡区、有害藻类大量繁殖等现象的可能性。</p> <ul style="list-style-type: none"> 更完整的浮游和底栖食物网可提高捕食率 / 营养循环 / 去营养化，减少营养富集的不利影响。 更完整的浮游食物网可降低有害藻类大量繁殖的概率，不过，如果营养物污染过度，即使是受到完全保护和高度保护的 MPA，其效果也可能被抵消。 	有可能。	有可能。	不太可能。	不太可能。	低可信度 Olds et al. 2014 (83); Alongi et al. 2015 (84); McKinnon et al. 2017 (85); Bergström et al. 2019 (86); Strain et al. 2019 (87)

预期产出	保护级别				效果的可信度 / 辅助参考资料
	完全	高度	轻度	最低限度	
<p>病原体和污染物： 浓度降低。</p> <ul style="list-style-type: none"> 高密度的滤食动物可以降低上层水体中的营养物质和病原体水平，而植被栖息地则可以减少细菌病原体。 在人类活动减少的地区，通过减少物理伤害来减轻珊瑚等物种的疾病。可通过保护生态系统功能来提高生态系统的复原力。 与自然干扰相比，移动渔具能以更快的速度再悬浮沉积物和遗留污染物（如 DDT、多氯联苯、重金属），并将其重新引入底层和中上层食物网。 去除移动渔具的影响可延长储存时间并提高储存效果。 	<p>与未受保护的地点相比，病原体水平可能会降低。影响还可能延伸到邻近地区。</p> <p>有证据表明，由于珊瑚受损程度较低且废弃渔线数量较少，受完全保护地区的珊瑚疾病水平有所降低。</p> <p>沉积物接触时间较长的海底无脊椎动物对遗留化学品的吸收和固存率较高。</p>	<p>与未受保护的地点相比，病原体水平可能会降低。影响还可能延伸到邻近地区。</p> <p>事实证明，最大限度地减少其他压力（如捕捞）的影响可提高珊瑚疾病的恢复能力。</p> <p>沉积物接触时间越长，海底无脊椎动物对遗留化学品的吸收和固存率越高。</p>	<p>可能降低病原体水平，尤其是在有植被的栖息地中。</p> <p>捕鱼造成的影响（如废弃的鱼线）会加剧珊瑚疾病。</p> <p>如果不受移动渔具的影响，沉积物接触时间较长的海底无脊椎动物对遗留化学品的吸收和固存率会更高。</p>	<p>与未受保护的地点差别很小。</p>	<p>中等可信度</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>悬浮沉积物： 数量水平减少。</p> <ul style="list-style-type: none"> 重建密集的滤食性无脊椎动物种群将提高水体过滤率，减少悬浮沉积物。此外，水体透明度的提高还能促进有根水生植被（如海草）的增加，从而为鱼类提供重要的育苗栖息地。 	<p>滤食性动物在海床上重新建立密集的种群，增加了水体透明度和有根水生植物的数量，尤其是在半封闭水体中。</p>	<p>滤食性动物在海床上重新建立密集的种群，增加了水体透明度和有根水生植物的数量，尤其是在半封闭水体中。</p>	<p>如果免受移动渔具的影响，滤食性动物有可能在海床上重新建立密集的种群，增加水体透明度和有根水生植物的数量，尤其是在半封闭水体中。</p>	<p>与未受保护的地点差别很小。</p>	<p>低可信度</p> <p>State of Queensland, 2018 (92); Powell et al. 2019 (93)</p>

预期产出	保护级别				效果的可信度 / 辅助参考资料
	完全	高度	轻度	最低限度	
气候复原力 / 适应力 / 缓解能力					
每个 MPA 或其分区内的保护级别可在气候复原力、适应力和缓解能力方面发挥重要作用。关于海洋系统如何固碳和储碳的基础知识具有很高的可信度；但是，还需要更多关于 MPA 如何具体促进碳收支的研究。预期产出右侧的单元格描述了不同保护级别可能对不断变化的气候产生的影响程度，以及为人类带来的益处。					
<p>碳： 加强和保护碳汇和碳储存。</p> <ul style="list-style-type: none"> 受 MPA 保护的紅树林、盐沼和海草床等植被栖息地的初级生产量增加，使得碳捕获量增加（如蓝碳）。 MPA 沉积物中现有的碳储存受到保护，免受移动渔具和其他来源的干扰。 未开垦、未挖掘的海底栖息地可促进滤食性生物和植物群落对碳的吸收，并将碳储存在沉积物中。 中上层物种丰富的远洋栖息地可促进碳从表层沉积到深海。 在深海觅食并在表层排放营养物质的动物数量较多，提高了表层生产力，其中一些最终储存在深海沉积物中。 	高，如果 MPA 保护蓝碳沿海栖息地，如红树林、盐沼和海草床，以及其他固碳的海洋群落，和 / 或保护沉积物免受移动渔具或其他干扰源的影响。	高，如果 MPA 保护蓝碳沿海栖息地，如红树林、盐沼和海草床，以及其他固碳的海洋群落，和 / 或保护沉积物免受移动渔具或其他干扰源的影响。	中等，仅出现在 MPA 对植被丰富的沿海栖息地和 / 或对来自移动渔具和其他干扰源的沉积物提供一定保护的情况下。	与未受保护的地点差别很小。	中等可信度 对基于基本原理的海洋系统碳汇和碳储存知识的高可信度。 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>酸化： 减轻局部影响。</p> <ul style="list-style-type: none"> 植被区可降低当地的酸化程度。这可能有利于当地贝类或其他具有重要经济或文化价值的物种。 垂直洄游鱼类在海面排放碳酸盐可中和海面酸度。 海藻养殖可降低酸化程度。 	<p>植被栖息地的范围和质量得到提高，特别是如果辅以积极的海岸修复，减轻当地的酸化程度。</p> <p>对垂直迁移物种的保护有利于中和海面酸度。</p>	<p>植被栖息地的范围和质量得到提高，特别是如果辅以积极的海岸修复，减轻当地的酸化程度。</p> <p>对垂直迁移物种的保护有利于中和海面酸度。</p>	<p>有具体的保护措施，植被栖息地的范围和质量可能会提高，特别是如果辅以积极的海岸修复，减轻当地的酸化程度。</p> <p>对垂直迁移物种的保护有利于中和海面酸度。</p>	<p>与未受保护的地点差别很小。</p> <p>不过，支持海藻养殖的 MPA 可能对当地酸化改善程度有好处。</p>	<p>低可信度</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>

预期产出	保护级别				效果的可信度 / 辅助参考资料
	完全	高度	轻度	最低限度	
<p>生产力: 抵消气候变化的影响导致生产力下降。</p> <ul style="list-style-type: none"> • 由于遗传多样性较高, 适应力和持续生产的潜力更大。 • 气候变化降低了海洋生产力。有了MPA, 初级生产力可通过在营养泵(营养物质从深海上升到海面的过程)中发挥关键作用的充足的海洋生物来维持, 从而促进初级生产力。 • 扩大沿岸植被栖息地的面积可提高生产力, 增加对邻近生态系统的养分补给。 • 次级生产力的下降可以通过被利用物种的数量增加来抵消。 	保持或提高生产力。	保持或提高生产力。	保持或提高生产力, 如果具体保护措施针对促进生产力的关键生态系统组成部分。	与未受保护的地点差别很小。	<p>低可信度</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>海岸保护: 抵消干扰, 维护或加强海岸防御系统。</p> <ul style="list-style-type: none"> • 保护生物栖息地, 如红树林、海草床、盐沼、珊瑚礁和牡蛎礁, 即使在海平面上升的情况下也能保护海岸。这对人类健康、安全保障和经济都有好处。 	自然海岸防御功能得到维护或加强, 特别是如果辅之以积极的海岸线修复。	自然海岸防御功能得到维护或加强, 特别是如果辅之以积极的海岸线修复。	自然海岸防御功能得到维护或加强, 如果给予特定条件的保护, 特别是如果辅之以积极的海岸线修复。	与未受保护的地点差别很小。	<p>高可信度</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>

参考文献

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. Benedetti-Cecchi, P. Domenici, J.-A. García-Charton, Á. Pérez-Ruzafa, F. Badalamenti, J. Bayle-Sempere, A. Brito, F. Bulleri, J.-M. Culioli, M. Dimech, J. M. Falcón, I. Guala, M. Milazzo, J. Sánchez-Meca, 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. Crechriou, 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. Garcia-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. Treml, 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. Rogers-Bennett, 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. Aburto-Oropeza, 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. Stuart-Smith, 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. Hernández-León, 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**, eaao4350 (2018).

