

Evaluando la sostenibilidad e impactos ambientales de la pesca de arrastre en comparación con otros sistemas de producción de alimentos.

R. Hilborn ^{1*}, R. Amoroso ¹, J. Collie ², J. G. Hiddink ³, M. J. Kaiser ⁴, T. Mazor ^{5,6}, R. A. McConnaughey ⁷, A. M. Parma ⁸, C. R. Pitcher ⁵, M. Sciberras ^{3,4}, and P. Suuronen ^{9,10}

1 School of Aquatic and Fishery Sciences, University of Washington, Seattle, WA 98195, USA

2 Graduate School of Oceanography, University of Rhode Island, Narragansett, RI 02882, USA

3 School of Ocean Sciences, Bangor University, Menai Bridge LL59 5AB, UK

4 The Lyell Centre, Heriot-Watt University, Edinburgh EH14 4AS, UK

5 Oceans and Atmosphere, Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation, Brisbane, QLD 4067, Australia

6 Biodiversity, Environment and Climate Change, Department of Environment Land Water and Planning, East Melbourne, VIC 3002, Australia

7 Alaska Fisheries Science Center, National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle, WA 98115, USA

8 Centro para el Estudio de Sistemas Marinos Centro Nacional Patagónico-CONICET, Puerto Madryn, Chabut 9120, Argentina

9 Fisheries and fish resources, Natural Resources Institute Finland (Luke), Helsinki 00790, Finland

10 International Seafood Consulting Group (ISCG), Helsinki 00100, Finland

* Corresponding author : tel : + 206-883-5049; e-mail: hilbornr@gmail.com.

El presente constituye una traducción no oficial al español realizada por RESILIENCE – Consultora Ambiental, del artículo publicado en ICES Journal of Marine Science en agosto de 2023: Hilborn, R., Amoroso, R., Collie, J., Hiddink, J.G., Kaiser, M.J., Mazor, T., McConnaughey, R.A., Parma, A.M., Pitcher, C.R., Sciberras, M., and Suuronen, P. 2023. Evaluating the sustainability and environmental impacts of trawling compared to other food production systems. ICES Journal of Marine Science, 2023, 80, 1567–1579 DOI: 10.1093/icesjms/fsad115

Resumen: Los equipos móviles de contacto con el fondo, como las redes de arrastre, son ampliamente considerados como los de mayor impacto ambiental entre los aparejos de pesca comúnmente utilizados. Se han expresado preocupaciones sobre su impacto en las comunidades bentónicas, la captura incidental y la huella de carbono, resaltando con frecuencia que es mucho mayor que otras formas de pesca. Como resultado, en algunos países se ha prohibido o restringido severamente el uso de tales aparejos, y hay muchas propuestas para implementar restricciones similares en otros lugares. En este artículo, revisamos la sostenibilidad de la pesca de arrastre en relación con la sostenibilidad de las especies objetivo, el impacto en las comunidades bentónicas, la captura incidental y los descartes, la huella de carbono derivada del uso de combustible y el impacto en la captura de carbono. Comparamos estos impactos con otras formas de pesca y otros sistemas de producción de alimentos. Mostramos que las pesquerías de arrastre de fondo y de dragado se han mantenido y, cuando están bien

gestionadas, las poblaciones están aumentando. Los hábitats sedimentarios bentónicos permanecen en buenas condiciones donde la presión pesquera está bien gestionada y donde se pueden proteger las Áreas de Especial Interés y especies de preocupación mediante la gestión espacial. La captura incidental es intrínsecamente alta debido a la naturaleza de especies mixtas de las comunidades bentónicas. La huella de carbono es, en promedio, más alta que la de pollo o cerdo, pero mucho menor que la de la carne de res, y puede ser mucho más baja que la de pollo o cerdo. El impacto en la captura de carbono permanece altamente incierto. En general, las preocupaciones sobre los impactos de la pesca de arrastre pueden mitigarse significativamente cuando las medidas técnicas y de gestión existentes (por ejemplo, cambios en el diseño de los aparejos y controles espaciales) son adoptadas por la industria y los organismos reguladores, y se elimina la competencia por la pesca. Cuando se implementan estas medidas de gestión, parece que la pesca de arrastre tendría un impacto ambiental menor que la ganadería o la acuicultura alimentada, que probablemente reemplazarían a los peces capturados por arrastre si se prohibiera. Actualmente, 83 pesquerías de arrastre de fondo están certificadas por el Marine Stewardship Council, que es la medida más ampliamente aceptada de sostenibilidad general.

Palabras clave: Pesca de arrastre, captura incidental, huella de carbono, descartes, impactos ambientales de la pesca.

Introducción

Las redes de arrastre de fondo (como las redes de marco rígido, redes de arrastre con portones y rastras para mariscos, a las que nos referiremos como redes de arrastre de fondo) están diseñadas para capturar especies objetivo que viven cerca, en y sobre el lecho marino. El uso de redes de arrastre de fondo como medio para capturar peces ha enfrentado una creciente oposición debido a su impacto en los hábitats y comunidades biológicas del fondo marino (Watling y Norse, 1998; Watling, 2013), sus altas tasas de captura incidental (Pérez Roda et al., 2019; Gilman et al., 2020), la liberación de CO₂ derivada del uso de combustible (Tyedmers, 2004; Sala et al., 2022), y, últimamente, su potencial contribución a las emisiones de gases de efecto invernadero mediante la liberación de carbono almacenado de los sedimentos perturbados del lecho marino (Sala et al., 2021). Aunque la magnitud de esos impactos sigue siendo objeto de un intenso debate científico (Pitcher et al., 2022), las preocupaciones sobre los impactos ambientales de la pesca de arrastre han alimentado fuertes campañas públicas, lo que ha llevado a la demonización de la pesca de arrastre (Willer et al., 2022), restricciones severas o su efectiva prohibición en algunos países y regiones (McConnaughey et al., 2020).

Sin embargo, la pesca de arrastre de fondo representa el 26% de las capturas globales de pesquerías marinas (Steadman et al., 2022), proporcionando alimentos y empleo para millones de personas en un momento en el que las contribuciones de las pesquerías marinas hacia los Objetivos de Desarrollo Sostenible de las Naciones Unidas (Naciones Unidas, 2002) y, específicamente, para satisfacer las necesidades alimentarias y de nutrientes de una población creciente, son cada vez más reconocidas. Aunque pueden estar disponibles y ser económicamente viables métodos de pesca alternativos en algunos casos, muchas especies objetivo bentónicas y demersales serían difíciles de capturar sin algún tipo de pesca de arrastre de fondo (Ziegler y Valentinsson, 2008; Suuronen et al., 2012).

Desde esta perspectiva, la pesca de arrastre de fondo debe considerarse como una forma de producción de alimentos, y su sostenibilidad y huella ambiental deben compararse con las huellas de otras formas de producción de alimentos, incluyendo otras pesquerías, acuicultura, ganadería y producción de cultivos. El propósito de este documento es resumir el conocimiento actual sobre la sostenibilidad e impactos ambientales de la pesca de arrastre de fondo, comparar los impactos de la pesca de arrastre con otras formas de producción de alimentos, identificar brechas

importantes de información y sugerir las mejores formas de minimizar los impactos ambientales de la pesca de arrastre.

Certificaciones de sostenibilidad

En la actualidad, 83 pesquerías de arrastre de fondo, que representan 252 combinaciones de especies/pesquerías capturadas por arrastre de fondo, han sido certificadas como sostenibles por el Marine Stewardship Council (comunicación personal, Mike Melnychuk, personal de MSC). Estas incluyen 122 unidades de certificación de Europa, 63 de los Estados Unidos, 19 de Canadá, 15 de Australia, 12 de Chile y Nueva Zelanda, 5 de África y 2 de Argentina. Muchas de estas pesquerías son recomendadas por el programa Seafood Watch del Acuario de la Bahía de Monterey (www.seafoodwatch.org). Estas son las dos normas internacionales más conocidas para la sostenibilidad de las pesquerías, y el hecho de que las pesquerías de arrastre de fondo cumplan con sus estándares es evidencia de que la pesca de arrastre de fondo puede ser sostenible. Estas evaluaciones de sostenibilidad no solo consideran el estado de las poblaciones objetivo, sino también los impactos ambientales del método de pesca, y tienen criterios específicos con respecto a la gestión de los impactos de la pesca de arrastre de fondo en las comunidades bentónicas (Acuario de la Bahía de Monterey, 2023) (Marine Stewardship Council, 2023).

Sostenibilidad de las especies objetivo

La pesca de arrastre de fondo es el método principal utilizado para capturar muchas especies demersales conocidas como peces de fondo, que incluyen bacalao, abadejo, abadejo de Alaska, merluza y varias especies de lenguados y peces de

roca. A nivel mundial, casi toda la captura de peces de fondo proviene de poblaciones de peces cuyas tendencias de abundancia son evaluadas científicamente (Hilborn et al., 2021). En general, las poblaciones de peces de fondo están aumentando y están por encima de los niveles objetivo para una explotación sostenible (Figura 1) (Hilborn et al., 2021). Los argumentos que sugieren que la pesca de arrastre de fondo es incompatible con el mantenimiento de una pesquería para las especies objetivo son contradichos por las tendencias en la abundancia de las poblaciones de peces de fondo. La naturaleza de mezcla de todas las pesquerías de fondo (arrastre, palangre, red de cerco danesa, red de enmalle) plantea desafíos para la explotación sostenible de especies mixtas con productividad diferencial, pero la tendencia creciente de los peces de fondo en muchas regiones del mundo muestra que incluso en pesquerías de especies mixtas, una buena gestión puede llevar a la sostenibilidad (Fernandes y Cook, 2013; Zimmermann y Werner, 2019). Por supuesto, hay muchas poblaciones que están sobreexplotadas con redes de arrastre de fondo, pero esto es un fracaso de la gestión pesquera para controlar la presión pesquera más que una consecuencia directa del aparejo de pesca utilizado, ya que se ha demostrado claramente que las pesquerías de arrastre de fondo bien reguladas pueden evitar la sobrepesca (Hilborn et al., 2021). La pesca de arrastre de fondo y otros aparejos móviles de contacto con el fondo, como las rastras, también se utilizan comúnmente para capturar muchos invertebrados, pero no hay un resumen global de las tendencias en la abundancia de estas especies.

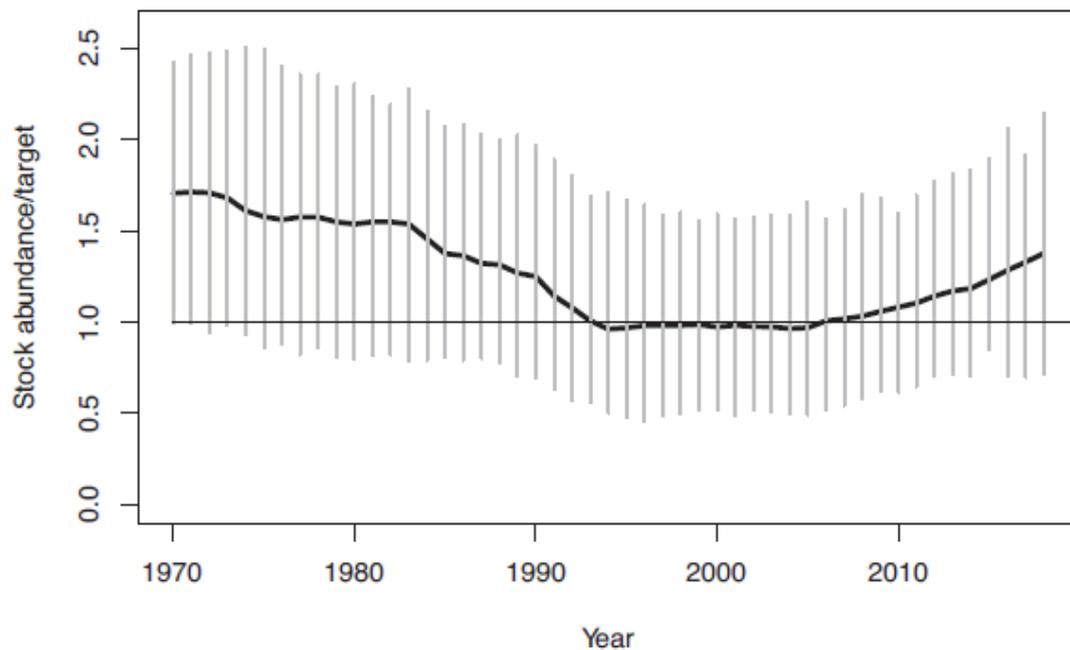


Figura 1. Tendencia de la abundancia en las poblaciones mundiales de peces de fondo en relación con los objetivos de gestión (línea negra sólida). En la mayoría de los casos, los objetivos de gestión se basan en lograr el Rendimiento Máximo Sostenible. Las barras verticales muestran el rango del 50% de las poblaciones, con un 25% por debajo y un 25% por encima. La delgada línea horizontal gris muestra donde la abundancia de la población es igual al objetivo de gestión. Redibujado de Hilborn et al. (2021).

Impacto de la pesca de arrastre en los ecosistemas bentónicos

La magnitud del efecto de la perturbación causada por la pesca de arrastre en las comunidades bentónicas depende de la frecuencia de la pesca de arrastre, el impacto (o tasa de agotamiento) por cada pasada de la red y las tasas individuales de recuperación de la biota expuesta a la pesca de arrastre (Hiddink et al., 2017). Los efectos de la pesca de arrastre en los hábitats sedimentarios comúnmente pescados, como lechos marinos de fondo lodoso y arenoso, son mucho menos severos que en hábitats más sensibles, como los arrecifes de ostras en aguas poco profundas y ecosistemas marinos vulnerables (VME) (Parker et al., 2009), como jardines de esponjas o arrecifes de coral de aguas frías

(Clark y Rowden, 2009; Clark et al., 2015; Kaiser et al., 2018), en aguas más profundas. Para los hábitats sedimentarios, las tasas promedio de agotamiento (el porcentaje de invertebrados bentónicos muertos por cada pasada del equipo) oscilan entre 4,7% y 26,1%, dependiendo del tipo de pesca de arrastre, la profundidad de penetración del equipo y el tipo de hábitat, siendo las redes de arrastre de fondo las que causan el agotamiento más bajo, seguidas por las redes de marco rígido y las rastras remolcadas causando el mayor impacto (Sciberras et al., 2018). Las tasas de agotamiento son menores en arena que en grava y lodo (Collie et al., 2017; Pitcher et al., 2022). Las tasas de recuperación están relacionadas con la longevidad de las especies afectadas (Hiddink et al., 2019). El análisis de estudios que

informan cómo la biomasa de la comunidad bentónica disminuye con la intensidad de la pesca de arrastre produjo estimaciones de tasas de recuperación que oscilaron entre 29% y 68% por año a lo largo de un continuo de grava a lodo (Pitcher et al., 2022). Una recuperación más lenta con una mayor proporción de grava refleja las mayores proporciones de especies de mayor longevidad que se encuentran en hábitats de grava más estables. La megafauna epibentónica y los hábitats biogénicos son los más sensibles a todas las formas de pesca de arrastre, y las tasas de recuperación a menudo se miden en décadas (Kaiser et al., 2018). Sin embargo, los hábitats complejos como los arrecifes de coral y los fondos rocosos suelen ser evitados por los arrastreros debido a las amenazas para sus redes. Cuando estos hábitats son arrastrados, sufren un fuerte impacto (Parker et al., 2009; Williams et al., 2020), y cada vez hay más consenso en que la mejor práctica es cerrar dichas áreas a los equipos de contacto con el fondo móvil (McConnaughey et al., 2020).

Una evaluación global del impacto de la pesca de arrastre en la macrofauna y la infauna en hábitats sedimentarios mostró que el estado de las poblaciones bentónicas en comparación con un estado no arrastrado difiere considerablemente entre regiones y está relacionado con la cantidad total de pesca de arrastre (Pitcher et al., 2022). El modelo incluyó 24 regiones en todo el mundo y utilizó datos detallados sobre la frecuencia de la pesca de arrastre y las tasas de recuperación de la biota estimadas a partir de un meta-análisis (Figura 2). La medida utilizada, el estado relativo bentónico (RBS), refleja en qué medida la macrofauna ha sido numéricamente reducida y es una medida agregada entre muchas especies (Pitcher et al., 2017). Un estado de 0,9, por ejemplo, significaría que la abundancia de la

macrofauna bentónica promediada entre taxones sería el 90% de la abundancia en ausencia de pesca de arrastre. Incluso con un RBS de 0,9, algunas especies más sensibles se reducirían más que eso y las especies más resistentes menos. El RBS para una región reflejará el promedio en áreas no arrastradas, ligeramente arrastradas y fuertemente arrastradas en la región, ponderado por el área de cada nivel de intensidad de pesca de arrastre. Mazor et al. (2021) pudieron examinar los impactos en especies cuando se disponía de datos. No hay objetivos establecidos para este índice, y al igual que en las discusiones sobre cambios en la biodiversidad, múltiples medidas son potencialmente utilizables. El RBS nos permite hacer comparaciones a lo largo de una amplia variedad de hábitats bentónicos en muchas regiones diferentes. En la mayoría de las regiones examinadas, los impactos generales son bajos y gran parte del lecho marino no está arrastrado en muchas regiones. El estado promedio regional en comparación con un estado no arrastrado (estado = 1,0) fue alto ($> 0,9$) en 15 regiones (principalmente fuera de Europa), pero $< 0,7$ en tres regiones europeas y solo 0,25 en el Mar Adriático. En todas las regiones, el 66% del área del lecho marino no fue arrastrado, el 1,5% estaba agotado (estado = 0), y el 93% tenía un estado $> 0,8$ (Figura 2) (Pitcher et al., 2022). El RBS se calcula para cada región en el rango más reciente de años donde se disponían de datos sobre el esfuerzo de pesca de arrastre (principalmente 2010-2014) y refleja el estado esperado del bentos en esa intensidad de pesca de arrastre. El RBS depende del tipo de hábitat (reflejando tanto los taxones encontrados como la sensibilidad a la pesca de arrastre) y la intensidad de la pesca de arrastre. En la mayoría de las áreas donde tenemos datos sobre el esfuerzo de pesca de arrastre, hay una disminución de la presión pesquera (consulte una sección

posterior sobre tendencias en la huella de la pesca de arrastre), por lo que generalmente esperaríamos que el RBS esté mejorando.

Mazor et al. (2021) proporcionan más detalles sobre los impactos dentro de diferentes grupos taxonómicos. El estado de las poblaciones de grupos de invertebrados bentónicos se examinó en 13 de las 24 regiones para las cuales se disponía de datos de distribución de invertebrados adecuados y variaba entre 0,86 y 1 (media = 0,99), con un 78% de los grupos de bentos con un estado > 0,95 (Mazor et al., 2021). Nuevamente, el estado promedio del bentos fue más bajo en las regiones europeas que en otras regiones, lo cual concuerda con la intensidad y la historia de la pesca en Europa.

Evaluar el estado de los hábitats sedimentarios (los tipos de hábitats donde ocurre la mayoría de la pesca de arrastre) es fundamental para garantizar la integridad de los ecosistemas del lecho marino porque los hábitats sedimentarios constituyen la mayor parte de las plataformas continentales. Sin embargo, hay mucha preocupación en torno a los tipos de hábitats más raros y sensibles que pueden caracterizar a los EMV (Ecosistemas Marinos Vulnerables) y hábitats biogénicos (FAO, 2009). Estos hábitats no están bien cartografiados a gran escala en la mayoría de las regiones, y aunque se sabe que las tasas de impacto son altas en muchos casos, hay pocas estimaciones cuantitativas del impacto que la pesca de arrastre tiene sobre ellos porque se han realizado pocos estudios, ya que es difícil justificar la pesca de arrastre sobre hábitats tan sensibles para un

experimento científico (Hall-Spencer y Moore, 2000). Incluso los EMV más resistentes no pueden resistir la pesca de arrastre más de una vez cada tres años (Thompson et al., 2016). Una evaluación preliminar realizada por Pitcher et al. (2022) calculó el porcentaje de cada una de las 24 regiones en su estudio donde la intensidad de la pesca de arrastre superaba esa frecuencia, que se utilizó como umbral de extinción local para biota altamente sensible. El porcentaje de lecho marino arrastrado al menos una vez cada tres años varió desde 0,2% en el sur de Chile hasta 82% en el Mar Adriático y fue > 20% para 10 regiones (todas las regiones europeas y el norte de Benguela) (Pitcher et al., 2022). En esas regiones, esperaríamos que las especies sensibles en los EMV se eliminen en proporción a la cantidad de área arrastrada tres veces o más. Debido a la alta sensibilidad de los tipos de biota que forman hábitats que caracterizan a los EMV, la gestión pesquera debería buscar prevenir impactos adversos significativos en ellos, según las Directrices para la Pesca en Aguas Profundas de la FAO (2009).

Los datos sobre la intensidad de la pesca de arrastre en Pitcher et al. (2022) abarcan casi todas las aguas europeas, Australia, Nueva Zelanda, Sudáfrica, Namibia, Argentina, Chile, la costa oeste de EE. UU. y Alaska. No hay cobertura de Asia, donde se cree que la pesca de arrastre es bastante intensa (Suuronen et al., 2020), y de África, con la excepción de Namibia y Sudáfrica.

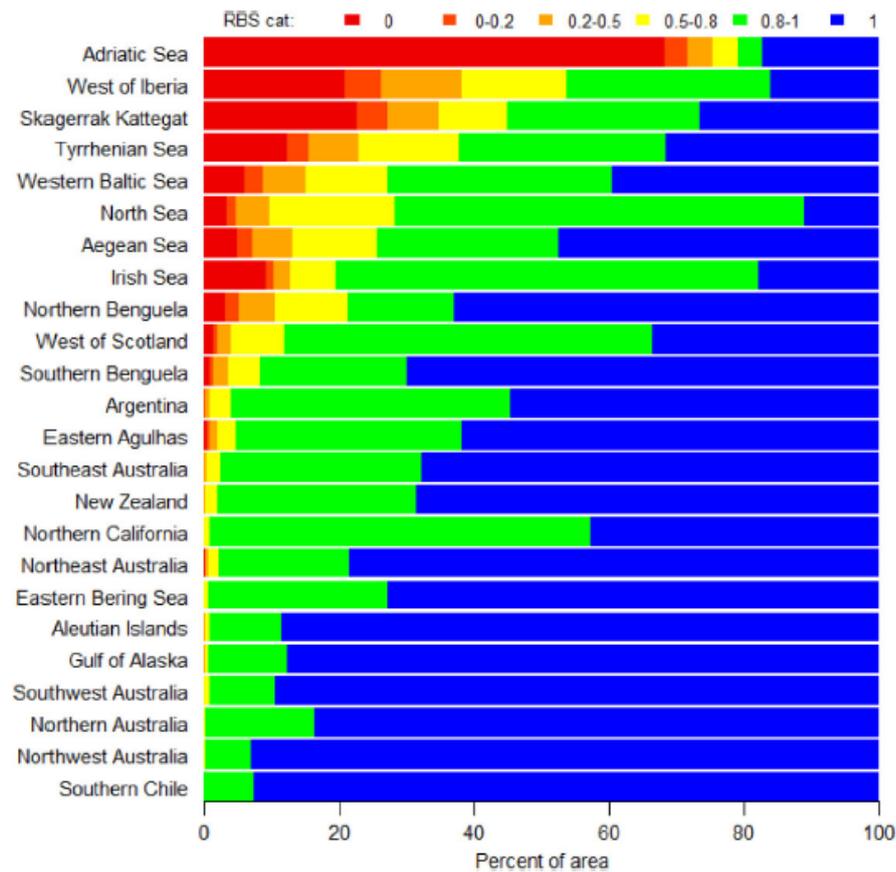


Figura 2. Nivel de agotamiento (RBS) de la flora y fauna bentónicas en diferentes regiones del mundo donde se dispone de datos sobre el esfuerzo de pesca de arrastre y el tipo de sedimento. Datos de Pitcher et al. (2022).

Impacto indirecto de la pesca de arrastre en la productividad de las especies objetivo

La pesca intensiva de arrastre de fondo provoca un alto nivel de mortalidad local en la fauna bentónica y, para las especies de peces que dependen de la fauna bentónica para alimentarse, refugiarse o criarse, por lo que las capturas pueden disminuir con niveles crecientes de perturbación por pesca de fondo. Se han demostrado efectos indirectos de la pesca de fondo experimentalmente y con modelos dinámicos en los que la pesca de arrastre afecta a las especies objetivo, a sus presas bentónicas y a la epifauna formadora de hábitats (Collie et al., 2017; Pitcher et al., 2022). En última instancia, la respuesta de la productividad de los peces a la pesca de fondo depende de la

interacción entre la disminución de la abundancia de presas bentónicas y la disminución de la competencia por alimentos bentónicos a medida que disminuye la densidad de peces (Hiddink et al., 2011; 2016). Históricamente, la pesca de arrastre puede haber modificado el hábitat y reducido la capacidad de carga de las poblaciones de peces, pero estos efectos son difíciles de distinguir empíricamente porque la pesca y otros factores pueden afectar la abundancia de las especies objetivo. En grandes áreas de la plataforma continental con sedimentos arenosos, se estima que estos efectos indirectos son pequeños en comparación con la mortalidad directa causada por la pesca de las especies objetivo (Collie et al., 2017; Pitcher et al., 2022). Una posible explicación para este efecto pequeño es que la distribución del

esfuerzo de pesca es muy irregular: pequeñas fracciones de los fondos de pesca se pescan intensamente, mientras que grandes fracciones se pescan ligeramente o no se pescan (Amoroso et al., 2018). Por lo tanto, los efectos indirectos de la pesca de fondo también es probable que estén localizados, por ejemplo, donde las especies objetivo viven en hábitats vulnerables.

Captura incidental y descartes

La captura incidental se define generalmente como los "organismos no deseados y no objetivo capturados mientras se pesca una especie particular (o tamaños de especies)", incluida la "captura incidental retenida", que se retiene para ser consumida o vendida (Pérez Roda et al., 2019). Los descartes son la porción de la captura que se devuelve al mar entera, viva o muerta. Los pescadores realizan descartes en respuesta a numerosos y continuamente cambiantes factores, que incluyen las condiciones del mercado, regulaciones y el tamaño y calidad de la captura. Utilizando las bases de datos de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) sobre desembarques específicos de cada país, Pérez Roda et al. (2019) estimaron la tasa y magnitud de los descartes para el período 2010-2014 en las pesquerías marinas globales utilizando tasas de descarte específicas de cada pesquería derivadas de observaciones directas y tasas de descarte globales específicas del arte de pesca. Las tasas de descarte para las pesquerías de arrastre y otros tipos de artes selectivos se muestran en la Tabla 1. La Tabla 1 muestra que el determinante dominante de la tasa de descarte es si la pesca ocurre en el fondo, en la superficie o en la columna de agua intermedia. Los arrastres de fondo generalmente tienen la tasa de descarte más alta y representan aproximadamente el 46% de todos los descartes, siendo los arrastreros camarones especialmente propensos a altos descartes (Pérez Roda et al., 2019). En muchas pesquerías de arrastre (y la mayoría de las demás pesquerías), la mayor parte de la captura

descartada no sobrevivirá, pero esto depende en gran medida de la especie, el tamaño de los organismos, las prácticas de manipulación (por ejemplo, el tiempo de clasificación), las condiciones ambientales (por ejemplo, la temperatura del aire) y la duración y profundidad de la pesca (Broadhurst et al., 2006). Por ejemplo, muchos crustáceos suelen tener mortalidades por descarte de menos del 50%, mientras que los peces pelágicos pequeños pueden sufrir mortalidades muy altas (revisado por Broadhurst et al., 2006).

Al comparar las estimaciones de descartes de la FAO que abarcan cuatro décadas (Alverson et al., 1994; Kelleher, 2005; Pérez Roda et al., 2019), es evidente que ha habido una tendencia a la baja desde finales de la década de 1980, ya que la última estimación de descartes es menos de la mitad de la estimación inicial. Las estimaciones de la evaluación actual son consistentes con los hallazgos de Zeller et al. (2018), quienes encontraron que los descartes anuales alcanzaron su punto máximo alrededor de 19 millones de toneladas en 1989 y disminuyeron gradualmente a menos de 10 millones de toneladas en 2014. La mejora en la selectividad de los aparejos y la reducción del esfuerzo de pesca han contribuido a la disminución de los descartes en muchas pesquerías de arrastre en Europa, América del Norte y Australia (Kennelly y Broadhurst, 2021). Un cambio importante también ha sido el aumento en la utilización de todas las especies en las pesquerías de arrastre del sudeste asiático, donde la pesca de arrastre ha sido en gran medida no selectiva y, por lo tanto, ha resultado en grandes volúmenes de peces juveniles, especies de peces de tamaño pequeño y otros organismos en los desembarques (Funge-Smith et al., 2012; Suuronen et al., 2020). La mayoría de estos peces ahora se utilizan en el sudeste asiático tanto para los mercados locales como para la alimentación de la acuicultura, y los descartes son poco comunes. El aumento en el uso de la "captura incidental" de la pesca de arrastre también está creciendo en África y América Latina, lo que lleva a una reducción de

los descartes. La captura de especies en peligro, amenazadas o protegidas, como rayas, tiburones y tortugas marinas, así como juveniles de especies objetivo, sigue siendo motivo de preocupación en algunas pesquerías de arrastre (Gray y Kennelly, 2018). Ellos estimaron que el 19% de las tortugas marinas descartadas globalmente en el mar fueron capturadas por arrastres (tanto pelágicos como de

fondo), que la extensa pesquería de fondo de Alaska descartaba anualmente 534 aves marinas, y que la flota de arrastre de fábrica argentina descartaba 8500 aves marinas, sugiriendo que el impacto global de la pesca de arrastre en las aves marinas puede ser del mismo orden que las flotas de palangre.

Tabla 1. Tasas medias de descarte y límites de confianza del 95% (CI) para diferentes aparejos de pesca según Pérez Roda et al., 2019 (Tabla B1).

Método de Pesca	Porcentaje de Descartes	IC (95%)
Red de Cerco	5%	3,9–5,6%
Palangre Pelágico	7%	5,8–9,4%
Caña y Anzuelo	9%	6,4–14,4%
Línea de Mano	10%	1,9–44,2%
Red de Deriva Pelágica	12%	7,4–19,0%
Arrastre de Portones Pelágico	12%	8,2–18,2%
Palangre de Fondo y Pelágico	13%	11,0–16,4%
Trampas	17%	12,1–22,2%
Red de Enmalle de Superficie y Fondo	17%	8,80–32,9%
Arrastre con red doble Pelágico	19%	3,30–73,0%
Líneas de Curricán	20%	6,80–49,8%
Palangre de Fondo	24%	18,0–31,1%
Red de Enmalle de Fondo	26%	19,8–33,8%
Arrastre de fondo con Portones	31%	28,5–60,0%
Arrastre de Fondo dos redes	44%	28,5–60,0%
Arrastre de Red de marco	46%	37,7–53,8%
Arrastre de Pareja de Fondo	48%	14,1–87,8%
Arrastre de redes camarónicas	55%	50,0–59,6%

La huella de carbono del uso de combustible

La mayoría de la huella de carbono de las pesquerías de captura proviene del combustible utilizado, y Parker y Tyedmers (2015) reunieron una impresionante colección de 878 estudios sobre el uso de combustible en la pesca desde 1990, medido en litros de combustible utilizado por tonelada métrica (TM) desembarcada. Los datos provienen principalmente de Europa, América del Norte y Oceanía, con pocos estudios de África o Asia. Para el equipo de arrastre de fondo, Europa tenía un consumo de combustible por TM desembarcada que era 1,8 veces más alto que América del Norte y Oceanía. La Tabla 2 muestra el uso de combustible y el carbono liberado por el

uso de combustible para diferentes artes de pesca. La característica más importante de estos datos es la alta variabilidad dentro y entre diferentes pesquerías, lo que indica que prácticamente cualquier tipo de arte de pesca puede capturar peces con una huella de carbono mucho menor que el promedio, y ningún método es consistentemente el mejor. Sin embargo, las redes de arrastre de fondo se encuentran entre los tipos de equipo menos eficientes en cuanto a combustible. Dos tercios del conjunto de datos de redes de arrastre de fondo son de Europa, y muchos de los datos son de la década de 1990, una época de bajo estado de las poblaciones y pesquerías altamente competitivas (es decir, se

requería un mayor esfuerzo pesquero para capturar la misma cantidad de peces en comparación con cuando el estado de las poblaciones era más abundante). En contraste, las pesquerías de arrastre para poblaciones con abundancia elevada y donde se ha eliminado la carrera por la pesca mediante la asignación de cuotas a cooperativas tienen un uso de combustible y una huella de carbono mucho más bajos (Fissel et al., 2016). Dos pesquerías de arrastre de Alaska tienen una huella de carbono bastante baja por unidad de producto comestible (0,83 y 1,17 kg de CO₂/kg; ver Tabla 3) y ejemplifican cómo se puede reducir la huella de carbono de la pesca de arrastre al mantener un tamaño de población alto y eliminar la carrera por la pesca, estableciendo un estándar al que otras

pesquerías de arrastre podrían aspirar. La flota de arrastre de aguas profundas de Nueva Zelanda tiene una huella de carbono de 2,24 kg de CO₂/kg (Mazzetto y Ledgard, 2023). De manera similar, una pesquería de dragado de vieiras basada en derechos de uso territorial bien gestionada en la Isla de Man (Mar de Irlanda) resultó en emisiones de 1,73 kg de CO₂/kg de carne de vieira, en comparación con hasta 4,07-13,61 kg de CO₂/kg de carne de vieira en la pesquería de vieiras adyacente de acceso abierto (Bloor et al., 2021). En la actualidad, tanto las pesquerías de Alaska como las de la Isla de Man están dominadas por barcos más antiguos, y se esperaría que los barcos más nuevos y eficientes en combustible pudieran reducir aún más la huella de carbono.

Tabla 2. Cantidad promedio, mínima y máxima de combustible utilizado para capturar una tonelada métrica (litros por tonelada métrica) de pescado para diferentes tipos de aparejos y cantidad de carbono liberado por kilogramo (Kg) de peso húmedo de pescado desembarcado (Kg de CO₂ por kg desembarcado). Fuente: Parker and Tyedmers (2015).

Aparejo	Litros de combustible por tonelada descargada			Kg CO ₂ por Kg descargado		
	Promedio	Mínimo	Máximo	Promedio (por kg)	Mínimo (por kg)	Máximo (por kg)
Red de cerco	252	8	659	0,68	0,02	1,78
Dragas	506	15	1822	1,37	0,04	4,92
Arrastre pelágico	667	36	2,475	1,80	0,10	6,68
Redes de enmalle	604	199	2162	1,63	0,54	5,84
Buceos	951	585	1472	2,57	1,58	3,97
Anzuelos y líneas	1032	47	4985	2,79	0,13	13,46
Arrastres de fondo	1722	65	17300	4,65	0,18	46,71
Trampas y nasas	3014	331	9474	8,14	0,89	25,58

Tabla 3. Kg de CO₂ por kg de producto procesado según el análisis del ciclo de vida.

Producto	Emisión de CO₂ (Kg por Kg de producto)
Maíz	0,10
Trigo	0,23
Arroz	0,33
Tofu	0,60
Papas	0,80
Pesca de abadejo de Alaska	0,83
Pesca de arrastre de fondo de Alaska	1,17
Pesca de vieira de la Isla de Man	1,73
Abadejo y Hoki de Nueva Zelanda	2,24
Pollo	2,28
Cerdo	2,92
Impossible Burger	3,50
Pesca de arrastre de fondo (promedio)	4,65
Salmón de piscifactoría en Noruega	5,50
Carne de res	19,20

Fuentes de datos: cultivos y ganado de Poore y Nemecek (2018); abadejo de Alaska de Zhang et al. (2022); pesca de arrastre de fondo en Alaska convertida por la proporción de combustible utilizado en la pesquería de abadejo (Fissel et al., 2016); pesquería de vieira (Bloor et al., 2021); Impossible Burger (Khan et al., 2019); Nueva Zelanda (Mazzetto y Ledgard 2023); salmón noruego de piscifactoría (Ziegler y Hilborn, 2023).

Impacto de la pesca de arrastre en el secuestro de carbono

Las existencias de carbono en los sedimentos del lecho marino son un activo natural considerable (por ejemplo, 0,52 Pg de carbono orgánico y 2 Pg de carbono inorgánico en las aguas del Reino Unido) (Parker et al., 2020; Smeaton y Austin, 2022), y la pesca de arrastre de fondo es la perturbación física antropogénica más extensa en estos sedimentos (Legge et al., 2020). Los impactos de la pesca en las existencias de carbono actualmente no están cuantificados y no están regulados. La evidencia disponible sugiere que la perturbación del lecho marino podría resultar en la liberación de gases de efecto invernadero (CO₂, CH₄ y otros) desde el lecho marino hacia la columna de agua (Epstein et al., 2022). Una extrapolación global realizada por Sala et al. (2021) sugirió que la perturbación del lecho marino con artes de pesca móviles libera de 0,16 a 0,4 Pg de carbono por año en el océano, pero esta estimación ha sido ampliamente criticada y es probable que sea dos órdenes de magnitud demasiado alta (Epstein et al., 2022; Hiddink et al.,

2023), lo que significa que la mineralización de las reservas de carbono bentónico proviene principalmente de procesos naturales.

Esta controversia ha resaltado importantes incertidumbres en la magnitud e incluso en la dirección de la respuesta de las reservas de carbono en los sedimentos debido a la mezcla de sedimentos, la resuspensión y una reducción en la actividad de bioturbación como resultado de la pérdida de fauna bentónica después de la perturbación por la pesca de arrastre (Smeaton et al., 2021; Epstein et al., 2022). El conocimiento sobre cómo estos efectos se traducen en cambios en el almacenamiento de carbono y los flujos dentro o fuera de los sedimentos del lecho marino y a través de la interfaz aire-mar mostró que de 49 investigaciones que informaron sobre el efecto de la pesca de arrastre en el carbono del lecho marino, el 61% de los estudios no mostraron un efecto significativo, el 29% informó menor carbono orgánico después de la pesca, y el 10% informó mayor carbono orgánico en el lecho marino después de la pesca (Epstein et al., 2022). Solo cinco estudios han estimado cambios en la

mineralización del carbono y la absorción de O_2 , y la mayoría de estos registraron una disminución en lugar de un aumento en la producción de CO_2 con la pesca de arrastre (por ejemplo, Polymenakou et al., 2005). En cuanto a los posibles impactos en el cambio climático, incluso si la pesca de arrastre aumenta significativamente la mineralización del carbono del lecho marino, solo una fracción de este llegaría a la atmósfera (Collins et al., 2022). Concluimos que hay poca evidencia de que la pesca de arrastre aumente significativamente la mineralización del carbono en los sedimentos, y aún menos evidencia de que afecte los niveles atmosféricos de CO_2 , pero ciertamente existe incertidumbre.

La interacción entre la pesca de arrastre de fondo y la hipoxia

Los hábitats bentónicos marinos en regiones de plataforma continental se ven cada vez más afectados por la hipoxia [oxígeno disuelto (OD) $\leq 2 \text{ mg L}^{-1}$] causada por la combinación de eutrofización y el calentamiento climático. La hipoxia ambiental se ha documentado en más de 400 sistemas marinos a nivel mundial y afecta a más de 240.000 km^2 de hábitats costeros (Díaz y Rosenberg, 2008; Breitburg et al., 2018). Los efectos combinados de la pesca de arrastre y la hipoxia en la biomasa de la comunidad bentónica y los procesos del lecho marino pueden ser sinérgicos e impactar desproporcionadamente a la fauna bentónica, o los impactos de la pesca de arrastre pueden ser menores en áreas hipóxicas. A pesar de las altas intensidades anuales de pesca de arrastre en el sur del Mar Báltico (cada metro cuadrado de fondo es arrastrado siete veces al año en promedio), van Denderen et al. (2022) encontraron que la comunidad bentónica fue predominantemente afectada por concentraciones bajas de oxígeno (DO en los sitios estudiados varió entre 0,8 y 5,8 $\text{ml O}_2 \text{ L}^{-1}$) y no encontraron ni un efecto de la pesca de arrastre ni un efecto sinérgico de la pesca de arrastre y la hipoxia. En tales casos, se podría esperar que las comunidades

bentónicas se beneficien más de las acciones de gestión dirigidas a reducir las cargas de nutrientes y revertir la eutrofización y la hipoxia. Por el contrario, los esfuerzos de gestión para regular la pesca de arrastre están mejor dirigidos a regiones que no están en un estado prolongado de hipoxia. También se ha demostrado que la hipoxia altera los patrones de captura y esfuerzo. Purcell et al. (2017) mostraron que los cambios inducidos por la hipoxia en la distribución de camarones también alteran la dinámica espacial de la flota de camarones del Golfo de México, con posibles consecuencias para las interacciones de la cosecha y la condición económica de la pesquería. Las simulaciones bioeconómicas de la pesquerías de arrastre de camarones en el Golfo sugieren que la hipoxia puede llevar a aumentos o disminuciones a corto plazo en la captura, dependiendo de los efectos de la hipoxia en los componentes de la producción de camarones (por ejemplo, crecimiento, mortalidad) y el comportamiento de la pesquería (por ejemplo, capturabilidad) (Smith et al., 2014).

¿Está expandiéndose la huella de la pesca de arrastre?

Una percepción común de la pesca de arrastre es que se está expandiendo a nivel mundial y que cada año se están impactando nuevas áreas. Algunos han comparado la pesca de arrastre con la tala de bosques y afirmaron que el área arrastrada cada año, estimada a partir del esfuerzo de arrastre, la velocidad y el ancho de las redes de arrastre, es 150 veces el área de la tala clara de bosques (Watling y Norse, 1998). La falla evidente en esta analogía es que, en su mayor parte, las mismas áreas son arrastradas cada año, y de hecho, en algunos casos, muchas veces cada año, pero no se puede talar la misma área dos veces. Amoroso et al. (2018, SM) calcularon el aumento en el área acumulativa impactada por la pesca de arrastre en función del número de años considerados utilizando datos de 32 regiones de la plataforma continental. Encontraron que la huella

de la pesca de arrastre tiende a ser bastante estable, especialmente en regiones con impacto medio a alto. Por ejemplo, en regiones donde se impacta anualmente más del 30% de las celdas de la cuadrícula, el número acumulativo de celdas impactadas durante un período de tres años fue como máximo un 40% más grande que el impacto anual, lo que indica una considerable superposición en las áreas de pesca de un año a otro. Utilizando datos detallados lance a lance de cada embarcación de la flota de arrastre de fondo de Columbia Británica, Branch et al. (2005) mostraron que cada embarcación pescaba en un número limitado de ubicaciones estándar (un promedio de 26 por embarcación), donde la embarcación había pescado previamente, y la exploración de nuevos lugares de pesca era poco común. Ciertamente, se han explorado algunas áreas nuevas, especialmente en aguas más profundas, ya que la tecnología del equipo ha permitido arrastres más profundos, y a medida que las distribuciones de especies cambian, el esfuerzo de pesca también puede cambiar. Para las principales pesquerías de arrastre de fondo (bacalao, abadejo, eglefino, merluza y lenguado), las tasas y capturas anuales han estado disminuyendo, el esfuerzo total ha estado disminuyendo y, por lo tanto, se presume que el área arrastrada también está disminuyendo (Hilborn et al., 2021). Sin embargo, sin una serie temporal más larga de datos espaciales sobre el esfuerzo de arrastre, es difícil determinar si la extensión de las huellas de la pesca de arrastre está aumentando.

Conflictos con otros artes de pesca y usos del océano

Las pesquerías de arrastre de fondo tienen una larga historia de conflictos con artes de pesca estáticos que se encuentran en el fondo, como palangres, redes de enmalle y nasas, y cuando se superponen los caladeros, la interferencia puede resultar en pérdidas y riesgos de artes fijos para los arrastreros. Esto ha llevado, en algunas

circunstancias, a acuerdos formales o informales de zonificación o rotación. En muchos casos, los conflictos entre artes reflejan la competencia por los mismos recursos objetivos entre flotas de pequeña y gran escala, lo que ha llevado al establecimiento de zonas costeras exclusivas para la pesca artesanal o de pequeña escala donde se prohíbe la pesca de arrastre (McConnaughey et al., 2020). Un ejemplo de esto es el Acuerdo de Pesca en Zonas Costeras (IPA), un sistema voluntario de manejo de pesquerías diseñado y operado por pescadores del sur de Devon, Inglaterra, para reducir el conflicto entre pescadores de artes estáticos (nasas y redes) y pescadores de artes de arrastre y dragas. El IPA se considera un régimen exitoso de manejo de pesquerías por parte de pescadores y gestores porque ha permitido que los pescadores de ambos sectores operen de manera rentable en caladeros tradicionales (Hart et al., 2002). Los oleoductos y gasoductos, así como los cables de comunicación colocados en el lecho marino, también suelen entrar en conflicto con la pesca, y las nuevas demandas en el lecho marino, como parques eólicos (Rodmell y Johnson, 2002; Stokesbury et al., 2022), energía mareomotriz y minería en el lecho marino, han añadido competencia por el espacio. En la costa oeste de los Estados Unidos, las compañías de comunicación negociaron acuerdos financieros con las flotas de arrastre, proporcionando fondos para investigaciones administrados por las organizaciones de pesca de arrastre (<https://bandoncable.org/history.asp>).

Acciones de manejo para reducir impactos

Una variedad de medidas de manejo reduce los impactos de la pesca de arrastre de fondo en la biota y hábitats bentónicos, minimiza la captura incidental y reduce el uso de combustible para abordar objetivos de sostenibilidad. Estas medidas, acciones voluntarias de la industria y sus interacciones con los sistemas de manejo existentes abordan objetivos conflictivos de la sociedad, el medio ambiente y la economía, a

menudo requiriendo compensaciones. Se componen ampliamente de medidas técnicas relacionadas con los aparejos y operaciones, controles espaciales, cuotas de impacto y controles de esfuerzo pesquero. Su eficacia y practicidad, solas o en combinación, dependen de las características de la pesquería, la capacidad de manejo y las compensaciones locales entre los efectos ambientales, la seguridad alimentaria, los ingresos y el empleo. Se ha propuesto orientación para evaluar las posibles mejores prácticas para una región (McConnaughey et al., 2020). En la mayoría de los casos, el cumplimiento y el rendimiento se basan en la participación de las partes interesadas (Suuronen et al., 2020; Suuronen, 2022). Los impactos directos en el bentos pueden reducirse significativamente mediante modificaciones en los aparejos que disminuyen el contacto con el lecho marino y/o la profundidad de penetración, al tiempo que mantienen o aumentan la capacidad de captura de las especies objetivo. Los impactos se han reducido con puertas de arrastre de fondo que no tocan el fondo, líneas de fondo elevadas y el uso de electricidad para hacer que los peces naden hacia una red que no está en contacto con el fondo (Delaney et al., 2022). Una prohibición absoluta de la pesca de arrastre de fondo es la medida de protección más integral y generalmente brinda oportunidades de pesca adicionales para artes de pesca alternativas, por lo que se ha defendido por razones que no son solo de conservación (Blyth-Skyrme et al., 2006). Al mismo tiempo, la prohibición absoluta afecta directamente a quienes trabajan en la industria de la pesca de arrastre y puede provocar la redistribución del esfuerzo si la prohibición es localizada. Las restricciones alternativas a la pesca de arrastre incluyen congelar la huella de arrastre para evitar la expansión a áreas previamente no arrastradas, pero esto limita la adaptabilidad de una flota a cambios en la distribución de los peces.

Hábitats particularmente sensibles, como los corales, esponjas y criaderos cercanos a la costa,

pueden protegerse de manera efectiva cuando se conocen sus ubicaciones y se implementan cierres antes de que ocurra una perturbación significativa. La captura incidental sustancial de invertebrados se puede mitigar mediante el movimiento voluntario o regulado a otras áreas con informes en tiempo real y cierres; sin embargo, estas reglas de "moverse" desplazan el esfuerzo a áreas similares, expandiendo así la huella general y sus efectos. Cuando las reglas de "moverse" se combinaron con cuotas negociables, mapas detallados de áreas sensibles y observadores a bordo, se logró una reducción sustancial de la captura incidental de invertebrados en Columbia Británica, Canadá, sin afectar el rendimiento general de la flota (Groenbaek et al., 2023). Quizás el cambio más simple sea reducir el esfuerzo pesquero cuando ocurre la sobrepesca. Esto disminuye los impactos en la biota bentónica y aumenta el rendimiento pesquero (Amoroso et al., 2018; McConnaughey et al., 2020), lo que puede conferir beneficios económicos debido a las reducciones en los viajes y el menor uso de combustible, pero normalmente tendría impactos económicos negativos a corto plazo. El consumo de combustible es la principal fuente de la huella de carbono para todas las embarcaciones pesqueras. Las modificaciones en los aparejos que reducen el contacto con el lecho marino disminuyen el consumo de combustible y prolongan la vida útil del aparejo, lo que mejora la rentabilidad general si se mantiene o casi se mantiene la capturabilidad de las especies objetivo. Sin embargo, en algunas pesquerías, existe un equilibrio entre la capturabilidad de la especie objetivo y la reducción de la captura incidental. Un aparejo que reduce la captura incidental puede requerir más esfuerzo (y combustible) para lograr los mismos desembarques. Las medidas de manejo que aumentan la abundancia de las especies objetivo normalmente se esperaría que aumenten las tasas de captura y, por lo tanto, reduzcan el consumo de combustible por tonelada capturada. Las embarcaciones recién construidas tienden a tener

un menor consumo de combustible como un criterio de diseño importante.

Muchas de las mismas medidas que reducen los impactos en el bentos y disminuyen el uso de combustible también se utilizan para gestionar la captura incidental y reducir los descartes. Las medidas técnicas, administrativas y económicas incluyen modificaciones en los aparejos de pesca o prácticas de pesca, restricciones de tiempo y área, límites de captura incidental, restricciones de esfuerzo y prohibiciones de descartes (es decir, obligaciones de desembarco), y también pueden llevar a la evitación activa de áreas con altas tasas de captura incidental e implicar comunicaciones cooperativas entre flotas, concienciación y capacitación (Pascoe, 1997; Suuronen y Gilman, 2020; Suuronen et al., 2020). Las medidas técnicas para gestionar la captura incidental en la pesca de arrastre se basan en un gran cuerpo de experimentos empíricos destinados a mejorar la selectividad de especies y tamaños mediante la modificación de los aparejos y las operaciones (Kennelly y Broadhurst, 2021), prestando atención a las tasas de mortalidad no observadas (Rose et al., 2013). Los cierres en tiempo real que implican protocolos de "moverse" pueden ser efectivos en situaciones dinámicas donde el nivel de captura incidental es impredecible. Cuotas de captura incidental o límites para las "especies de congestión" son incentivos para evitar cierres prematuros de las pesquerías objetivo antes de alcanzar la cuota. Las medidas para limitar el esfuerzo se basan en la simple lógica de que menos esfuerzo equivale a menos captura incidental (Alverson et al., 1994). Una prohibición total de descartes, donde todas las capturas de especies o poblaciones con una cuota establecida o cubiertas por regulaciones de talla mínima deben permanecer a bordo, desembarcarse y deducirse de las cuotas establecidas, fue implementada por la Política Pesquera Común de la UE y representa un cambio regulatorio fundamental de los desembarques a las capturas (Karp et al., 2019), pero ha demostrado ser ineficaz debido a

numerosas excepciones y la dificultad en su implementación y aplicación (Uhlmann et al., 2019; Borges, 2021).

Las medidas de gestión que minimizan la huella de la pesca han demostrado, en un estudio, generar rendimientos más altos que las medidas que distribuyen la actividad pesquera de manera más amplia y uniforme en el lecho marino (Bloor et al., 2021). Esto se demostró en un estudio de caso en la Isla de Man, donde una pesquería basada en derechos de uso territorial acotó un hábitat vulnerable para la pesca, al tiempo que demarcaba una zona de pesca dentro del sistema de gestión. Las encuestas pesqueras realizadas antes de la temporada abierta dirigieron la actividad pesquera específicamente a agregaciones de alta densidad de la especie objetivo (vieiras), aumentando así la eficiencia con la que se capturaba la cuota total permitida y reduciendo al mínimo la cantidad de lecho marino impactado (3% del área disponible para la pesca; Bloor et al., 2021). El uso de enfoques como este o la regulación de la tasa general de mortalidad pesquera mitigan de manera proporcional los efectos indirectos de la pesca de arrastre. La pesca de arrastre, al igual que otras formas de pesca, puede causar la captura incidental de especies de interés conservacionista; el ejemplo más conocido es la captura incidental de tortugas. Soluciones técnicas, en forma de dispositivos excluidores de tortugas, han demostrado ser muy efectivas para reducir la captura incidental de tortugas (Magnuson et al., 1990; Jenkins, 2012). De manera similar, se han implementado y demostrado ser efectivos dispositivos excluidores para la captura incidental de mamíferos marinos (Hamilton y Baker, 2015). Un obstáculo significativo para la reducción de la captura incidental ha sido la limitada adopción por parte de los pescadores de cambios correctivos propuestos que consideran inconvenientes y costosos (Suuronen, 2022). Algunas flotas de pesca de arrastre demersal han avanzado significativamente en la reducción de la captura incidental, y la pesquería de arrastre de fondo para

lenguado en el Mar de Bering ahora tiene solo un 6-8% de captura incidental de todas las especies (comunicación personal de Phil Ganz, NMFS). Esta reducción se ha logrado principalmente mediante límites de captura incidental y la coordinación de la flota, brindando fuertes incentivos para que las embarcaciones eviten áreas con alta captura incidental. Este ejemplo sirve como un objetivo inspirador para otras pesquerías de arrastre.

¿Pueden otros métodos de pesca reemplazar a la pesca de arrastre de fondo?

Es posible capturar algunas de las mismas especies que se capturan con redes de arrastre de fondo con otros aparejos. Sin embargo, la transición de un tipo de aparejo a otro rara vez es fácil o práctica y conlleva muchas incertidumbres y riesgos económicos (Suuronen et al., 2012). El tamaño y diseño de las embarcaciones pesqueras existentes y sus equipos a menudo limitan las posibilidades de cambiar el método de pesca. Además, las prácticas pesqueras han evolucionado con el tiempo y a menudo están "hechas a medida" para especies y condiciones particulares. Se ha demostrado que las nasas y las líneas largas son un método de pesca económicamente viable para el bacalao del Pacífico y el pez sable en el Golfo de Alaska y el Mar de Bering (Thomsen et al., 2010), y estos aparejos pueden ser más selectivos en cuanto a especies y tamaños, además de tener un menor impacto en el lecho marino. En algunas circunstancias, se puede utilizar el cerco de fondo. La red de cerco es más ligera, pero el área barrida puede ser de 1,25 a 10 veces mayor que la de otras redes de arrastre de fondo. Dado que no hay puertas o cables de arrastre, hay menos presión sobre el lecho marino. No obstante, hay varias limitaciones operativas en las pesquerías de cerco de fondo, y solo puede ser una alternativa para la pesca de arrastre de fondo en casos específicos (Suuronen et al., 2012). Como con todos los métodos de pesca, aumentar el uso de nasas y líneas largas aumentará el riesgo de enredos y capturas accidentales de especies de

preocupación, como las ballenas francas en el Golfo de San Lorenzo, que interactúan con las pesquerías de langosta. No parece haber una alternativa económicamente viable a la pesca de arrastre de fondo para capturar grandes volúmenes de peces planos, y la pesca de arrastre de fondo o las dragas parecen ser los únicos métodos efectivos para capturar vieiras, almejas y ciertas especies de camarones en aguas profundas. El uso de estimulación eléctrica (por ejemplo, en la pesca de arrastre con pulsos eléctricos) (Soetaert et al., 2015) y luces (Lomeli et al., 2021) para elevar los peces del fondo y reducir la necesidad de contacto con el lecho marino ha sido altamente desarrollado. Los ensayos científicos han demostrado que las redes de arrastre con pulsos eléctricos reducen la mortalidad de la megafauna bentónica no objetivo, los descartes y las emisiones de combustible en comparación con las redes de arrastre convencionales de marco rígido con cadenas (ICES, 2018; Bergman y Meesters, 2020). Sin embargo, a principios de 2019, el Parlamento de la Unión Europea decidió prohibir cualquier pesca de arrastre con pulsos eléctricos después de julio de 2021 debido a preocupaciones sobre posibles daños a la fauna debido a la estimulación eléctrica.

Impactos ambientales en comparación con alimentos alternativos

Toda la producción de alimentos tiene impactos ambientales multidimensionales, que incluyen el uso de combustibles, la huella de carbono, el uso de agua, la liberación de nutrientes en agua, suelo y atmósfera, la liberación de compuestos acidificantes, el uso de antibióticos, el uso de productos químicos tóxicos, incluidos pesticidas y herbicidas, la erosión del suelo y la introducción de especies y enfermedades exóticas en acuicultura, ganadería y control de plagas. Existe una extensa literatura sobre algunos de estos impactos utilizando análisis del ciclo de vida (ACV) que abarca algunas de estas métricas (por ejemplo, consultar el meta-análisis en Hilborn et al., 2018;

Thlusty et al., 2019). En las secciones siguientes, presentamos datos que comparan los impactos ambientales de diferentes formas de producción de alimentos. Pero al comparar la pesca de arrastre de fondo con otros sistemas de producción de alimentos, surgen dos problemas. Hay relativamente pocas ACV de la pesca de arrastre, pero más de la pesca de captura, y las ACV individuales difieren en si los impactos se limitan a la cosecha o también incluyen consideraciones de procesamiento, transporte y venta al por menor. Como generalización, todas las pesquerías de captura no utilizan antibióticos, fertilizantes o pesticidas, no introducen especies exóticas, no causan erosión del suelo y usan muy poca agua dulce. El uso de combustible en las pesquerías de captura libera algunos compuestos acidificantes y se utiliza pintura tóxica antiincrustante. Sin embargo, el procesamiento y empaque requieren cantidades considerablemente altas de agua, y se pueden usar diversas sustancias tóxicas en la fabricación del empaque. Los impactos ambientales pueden ser dramáticamente diferentes según la forma del producto. Por ejemplo, Vázquez-Rowe et al. (2014) encontraron diferencias de 50 veces en la demanda de agua entre sardinas enlatadas y frescas. El tamaño de la muestra de las ACV de la pesca de arrastre de fondo es demasiado pequeño para realizar una comparación realista con la ganadería o los cultivos, excepto para el uso de energía y la huella de carbono.

Huella de carbono

La Tabla 3 compara la huella de carbono de productos procesados obtenidos de análisis del ciclo de vida (ACV) de cultivos, ganado y pesquerías de captura. La huella de carbono promedio para las pesquerías de arrastre de fondo, según los ACV publicados, es más alta que todos los demás alimentos enumerados, excepto la carne de res, y mucho más alta que los alimentos de origen vegetal. Sin embargo, incluimos las tres pesquerías de arrastre de fondo que representan las más gestionadas en términos de condición de

stock y gestión de capacidad, y estas muestran huellas de carbono por debajo del pollo y el cerdo, pero por encima de los cultivos. La pesquería de abadejo de Alaska utiliza aparejos de media agua pero se estima que está en contacto con el fondo aproximadamente la mitad del tiempo, por lo que se incluye aquí. Estos casos ilustran que la pesca de arrastre de fondo no necesariamente tiene una huella de carbono alta, y la alta huella de carbono de las pesquerías de arrastre de fondo en promedio refleja el hecho de que la mayoría de los estudios de ACV de pesquerías de arrastre tienen una característica competitiva de carrera-por-pescar y la abundancia de stock es relativamente baja. La Impossible Burger se incluye porque es el único ejemplo que conocemos en el que se ha realizado una ACV para una imitación de carne o pescado a base de plantas, y este producto se presenta con frecuencia como más respetuoso con el medio ambiente por ser de origen vegetal.

Biodiversidad

Bajo un enfoque basado en el ecosistema para la gestión pesquera, la sostenibilidad de las pesquerías se evalúa teniendo en cuenta tanto el impacto en las especies objetivo como en el ecosistema marino. Tanto el estándar del MSC como los criterios de evaluación de Seafood Watch consideran la captura incidental de especies de interés e impactos en el hábitat. Pero cuando consideramos llamados a reducir drásticamente o prohibir la pesca de arrastre, debemos tener en cuenta las consecuencias no solo para el ecosistema marino, sino las consecuencias del ecosistema tanto en el océano como en la tierra si esa producción de alimentos es reemplazada por otras pesquerías, acuicultura, agricultura y ganadería. La alternativa más probable en acuicultura para los peces capturados con redes de arrastre es a través de la acuicultura alimentada, que depende en gran medida de cultivos como alimento, al igual que casi toda la producción ganadera. La producción de cultivos, ya sea directamente para el consumo humano o como alimento para el ganado y la acuicultura,

reemplaza el ecosistema natural, aunque potencialmente degradado, con un monocultivo artificial, eliminando intencionalmente la vegetación nativa y cualquier biota dependiente de esta. La causa más destacada de riesgo de extinción es la agricultura (UICN, 2020), y se ha demostrado que el impacto de la agricultura en la biodiversidad es la forma más significativa de uso del suelo después de la urbanización (Newbold et al., 2015). Las evaluaciones del ciclo de vida no han proporcionado datos útiles sobre los impactos de la biodiversidad de los sistemas de producción de alimentos.

Uno de los pocos estudios que comparó directamente una amplia gama de biodiversidad entre la agricultura y hábitats no perturbados se realizó en Tanzania. El estudio comparó tierras de cultivo a pequeña escala con el Parque Nacional Serengeti adyacente y con la biodiversidad en un parque nacional cercano. Hilborn y Sinclair (2021) encontraron que los productores primarios, como pastos, arbustos y árboles en las tierras de cultivo, se redujeron en un 80-90%, y los ungulados, aves y depredadores que dependen de los productores primarios disminuyeron en más del 80%. Solo los roedores eran más abundantes en las tierras de cultivo. En contraste, incluso los lugares más afectados por la pesca de arrastre se transforman menos que por la agricultura. Como vimos anteriormente, las pesquerías de arrastre bien gestionadas reducen de manera uniforme la biota del ecosistema bentónico en sistemas de arena, lodo y grava en menos del 10% (Mazor et al., 2021). Hilborn y Sinclair (2021) también resumen datos de 26 modelos de ecosistemas marinos utilizados para comparar las condiciones actuales de pesca con las condiciones no pescadas. No encontraron cambios significativos en los niveles tróficos 1, 2 y 3 debido a la pesca, y solo una reducción del 10% en la abundancia del nivel trófico 4 y una reducción del 30% en el nivel trófico 5. Si bien la abundancia total de un nivel trófico puede no ser la medida más relevante del impacto de la pesca, ilustra el hecho de que los niveles

tróficos más bajos en los ecosistemas marinos se ven afectados en gran medida por la pesca, aunque las especies individuales pueden estarlo. En contraste, la agricultura elimina intencionalmente los niveles tróficos más bajos. Quizás la diferencia más clara entre los impactos del ecosistema de las pesquerías de captura marina y el impacto de la agricultura en los sistemas terrestres se encapsula en el Principio 2 del MSC, que establece: "Las operaciones pesqueras deben permitir el mantenimiento de la estructura, productividad, función y diversidad del ecosistema en el que depende la pesquería. El ecosistema incluye el hábitat y las especies dependientes y ecológicamente relacionadas". Muchas pesquerías de arrastre han cumplido con este estándar, sin embargo, ninguna forma de producción agrícola a gran escala podría hacerlo, ya sea para consumo humano directo o como alimento para ganado o acuicultura.

Otros impactos

La captura de peces en el océano no utiliza pesticidas ni fertilizantes, casi no requiere agua dulce y no utiliza antibióticos (Sharpless y Evans, 2013). Los impactos globales derivados de estos elementos aumentarían si se prohibiera la pesca de arrastre y/o si la agricultura o la acuicultura aumentaran para compensar, aunque hay diferencias significativas en estos impactos entre los sistemas de cultivo. Los cultivos llevados a cabo en tierras sin irrigación no requieren agua más allá de la lluvia para crecer, y la agricultura orgánica no utiliza antibióticos, fertilizantes sintéticos ni pesticidas, aunque el fertilizante orgánico contribuye a una liberación significativa de nutrientes e hipoxia. El ganado criado en hábitats naturales tiene mucho menos impacto en la flora y fauna nativas que la transformación de tierras requerida para la producción de cultivos. Un problema importante para muchas formas de agricultura son las plagas exóticas, y un método utilizado para controlarlas ha sido la introducción de depredadores exóticos. Esto a menudo ha tenido un impacto grave en las especies nativas

(Hoddle, 2004), siendo la introducción del sapo de caña en Australia quizás el ejemplo más conocido. La acuicultura merece una consideración especial porque es el sustituto inmediato más evidente de los alimentos producidos por la pesca de arrastre. Hay dos tipos básicos de acuicultura: aquellas especies cultivadas con alimento suministrado por el productor y aquellas que se alimentan por sí mismas. Los sistemas de producción no alimentados suelen tener un impacto muy bajo (Hilborn, 2018), con algas marinas cultivadas y moluscos teniendo un impacto particularmente bajo. Pero las especies de peces cultivadas en acuicultura más similares o idénticas a las de las pesquerías de arrastre son casi todas alimentadas externamente, principalmente con cultivos y con harina de pescado proveniente de pesquerías de captura. Si bien las especies de acuicultura suelen ser convertidoras de alimentos a carne más eficientes que el ganado, la acuicultura alimentada tiene un mayor impacto ambiental en comparación con las pesquerías de captura en la mayoría de las medidas (Hilborn, 2018). Otra preocupación acerca de la acuicultura es cómo las enfermedades, tanto endémicas como exóticas, que han sido un problema recurrente en la acuicultura (Diana, 2009), afectan negativamente a las especies nativas.

Resumen de la comparación de los impactos ambientales de la pesca de arrastre con alimentos alternativos

La pesca de arrastre parece tener un impacto ambiental más bajo en la mayoría de los indicadores ambientales en comparación con la mayoría de los otros sistemas de producción de alimentos y, en promedio, tiene una huella de carbono más alta. Existen esfuerzos para reducir el impacto de cada sistema de producción de alimentos mediante innovación técnica y cambios en las prácticas de los productores. En las pesquerías de arrastre, el consumo de combustible y la huella de carbono pueden reducirse mediante nuevos diseños de puertas y redes, motores de embarcaciones más eficientes, una mejor gestión

de las poblaciones de peces y la reestructuración del acceso a las cuotas de pesca para eliminar la pesca competitiva. Vimos tres ejemplos en la Tabla 3 de lo exitosos que pueden ser estos esfuerzos. Se están llevando a cabo esfuerzos similares para reducir la cantidad de agua necesaria para los cultivos y disminuir el uso de pesticidas, fertilizantes y antibióticos. Por lo tanto, las comparaciones realizadas aquí no son estáticas, y esperaríamos que los diversos impactos disminuyan con el tiempo en todos los sistemas de producción de alimentos. Nuestra síntesis de información sobre la sostenibilidad relativa de los sistemas de producción de alimentos ha destacado mejoras necesarias para evaluar mejor la pesca con redes de arrastre y guiar medidas de gestión o acciones de la industria para cumplir con los objetivos de sostenibilidad. En particular, una evaluación global requiere estudios de la huella de carbono desconocida del consumo de combustible por parte de las flotas asiáticas y africanas, así como nuevos datos de Europa para reflejar las condiciones pesqueras contemporáneas. Posteriormente, se necesitan evaluaciones integrales del ciclo de vida de la pesca de arrastre, que incluyan cargas e impactos para las fases de captura, procesamiento, transporte y venta al por menor, para realizar una evaluación de sostenibilidad más informada y realizar comparaciones con otros sistemas de producción de alimentos.

Conclusiones

La pesca de arrastre es un método de producción de alimentos que tiene impactos ambientales. Sin embargo, los impactos de la pesca de arrastre están por debajo de la mayoría de los alimentos de origen animal provenientes de ganadería o acuicultura alimentada externamente en muchos aspectos, como el uso de agua, el uso de antibióticos y la liberación de nutrientes. Sugerimos que, si bien prohibir la pesca de arrastre disminuiría los impactos en el medio marino, en realidad aumentaría los impactos ambientales

globales negativos, ya que los alimentos capturados con redes de arrastre serían reemplazados por alimentos de origen terrestre o especies de acuicultura alimentadas en gran medida con cultivos de mayor impacto. Los impactos ambientales negativos de la pesca de arrastre se han reducido al mantener las poblaciones en abundancia elevada con tasas de mortalidad por pesca bajas, eliminando la competencia por la pesca a través de pesquerías cooperativas, estableciendo límites de captura incidental que incentivan la evitación de la captura incidental (Calderwood et al., 2023), la modificación técnica del equipo de pesca para reducir o eliminar el contacto con el fondo y la captura incidental (Bloor et al., 2021), el aprovechamiento completo de especies de menor valor que de lo contrario se descartarían, y la reducción de subsidios, especialmente los subsidios de combustible que fomentan pesquerías ineficientes y aumentan las emisiones de CO₂. Estas medidas de gestión comprobadas y acciones voluntarias son adaptables a una variedad de condiciones locales (McConnaughey et al., 2020) y, si se aplicaran a nivel mundial, reducirían drásticamente los impactos ambientales negativos de la pesca de arrastre. La sostenibilidad general de las pesquerías de arrastre se demuestra mejor quizás por las 83 pesquerías de arrastre certificadas actualmente por el MSC, que representan 252 unidades de certificación de especies pesqueras individuales. Colectivamente, las pesquerías certificadas por el MSC constituyen el 50% de la captura global de poblaciones de peces de fondo resumidas en Hilborn et al., (2021). Tomando esto como medida de progreso, está en gran medida confinado a pesquerías industriales grandes en latitudes templadas. Sin embargo, la certificación del MSC para redes de arrastre no se limita totalmente a los peces de fondo; 48 de las unidades de certificación de redes de arrastre son para camarones, langostinos, nécoras o vieiras. La evidencia es que las pesquerías de arrastre pueden ser bien gestionadas y consideradas sostenibles, pero muchas pesquerías que utilizan este tipo de

redes deben mejorar su desempeño para cumplir con los estándares actuales.

Reconocimientos

Los datos sobre la edad de la flota de peces de fondo de Alaska provienen de J. Lee. Los revisores del Centro de Ciencias Pesqueras de Alaska que proporcionaron sugerencias para este manuscrito fueron G. Harrington, M. Martin y R. Reuter. El Dr. Michael Melnychuk recuperó datos sobre la certificación de pesquerías de arrastre de fondo por parte de MSC de las bases de datos de MSC.

Disponibilidad de datos

No se recopilaron datos nuevos para este proyecto.

Contribuciones de los autores

Todos los autores contribuyeron a la redacción y edición del artículo.

Conflicto de intereses

No se recibió financiamiento específico para este artículo, pero todos los autores formaron parte de un grupo de estudio titulado "Mejores prácticas de pesca de arrastre", que ha producido más de una docena de artículos sobre las huellas de arrastre y los impactos de la pesca de arrastre en la biota bentónica. El proyecto fue financiado inicialmente por la Fundación Walton y la Fundación David y Luciele Packard, con financiamiento posterior de la FAO, el Gobierno de Australia a través del CSIRO y varias empresas pesqueras. Los autores han recibido fondos de diversas fuentes, incluidos gobiernos, fundaciones, organizaciones no gubernamentales e industrias interesadas en la conservación, el uso sostenible y la gestión eficaz de la pesca, lo que podría percibirse como un conflicto de intereses. Sin embargo, los autores declaran que ni estos ni ningún otro interés han influido directa o indirectamente en la objetividad de este artículo, y las conclusiones en el documento son únicamente responsabilidad de los autores, independientemente de sus

organizaciones o fuentes de financiamiento. Varios autores tienen relaciones actuales o pasadas con el Marine Stewardship Council. MJK fue anteriormente Director de Ciencia y Normas del MSC de 2018 a 2019. JGH cuenta con financiamiento del MSC para dos proyectos. AMP forma parte de un proyecto financiado por el MSC. Ningún otro autor tiene financiamiento o relaciones con el MSC.

Bibliografía

- Alverson, D. L., Freeberg, M. K., Murawski, S. A., and Pope, J. G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fisheries Technical Paper*, 339: 233.
- Amoroso, R. O., Pitcher, C. R., Rijnsdorp, A. D., McConnaughey, R. A., Parma, A. M., Suuronen, P., Eigaard, O. R. et al. 2018. Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115: E10275–E10282.
- Bergman, M. J., and Meesters, E. H. 2020. First indications for reduced mortality of non-target invertebrate benthic megafauna after pulse beam trawling. *ICES Journal of Marine Science*, 77: 846–857.
- Bloor, I. S., Duncan, P. F., Dignan, S. P., Emmerson, J., Beard, D., Gell, F. R., McHarg, K. et al. 2021. Boom not bust: cooperative management as a mechanism for improving the commercial efficiency and environmental outcomes of regional scallop fisheries. *Marine Policy*, 132: 104649.
- Blyth-Skyrme, R. E., Kaiser, M. J., Hiddink, J. G., Edwards-Joones, G., and Hart, P. J. 2006. Conservation benefits of temperate marine protected areas: variation among fish species. *Conservation Biology*, 20: 811–820.
- Borges, L. 2021. The unintended impact of the European discard ban. *ICES Journal of Marine Science*, 78: 134–141.
- Branch, T. A., Hilborn, R., and Bogazzi, E. 2005. Escaping the tyranny of the grid: a more realistic way of defining fishing opportunities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 62: 631–642.
- Breitburg, D., Levin, L. A., Oschlies, A., Grégoire, M., Chavez, F. P., Conley, D. J., Garçon, V. et al. 2018. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science*, 359: eaam7240.
- Broadhurst, M. K., Suuronen, P., and Hulme, A. 2006. Estimating collateral mortality from towed fishing gear. *Fish and Fisheries*, 7: 180–218.
- Calderwood, J., Marshall, C. T., Haflinger, K., Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J. C., and Reid, D. G. 2023. An evaluation of information sharing schemes to identify what motivates fishers to share catch information. *ICES Journal of Marine Science*, 80: 556–577.
- Clark, M. R., Althaus, F., Schlacher, T. A., Williams, A., Bowden, D. A., and Rowden, A. A. 2016. The impacts of deep-sea fisheries on benthic communities: a review. *ICES Journal of Marine Science*, 73: i51–i69.
- Clark, M. R., and Rowden, A. A. 2009. Effect of deepwater trawling on the macro-invertebrate assemblages of seamounts on the Chatham Rise. New Zealand. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 56: 1540–1554.
- Collie, J., Hiddink, J. G., Kooten, T., Rijnsdorp, A. D., Kaiser, M. J., Jennings, S., and Hilborn, R. 2017. Indirect effects of bottom fishing on the productivity of marine fish. *Fish and Fisheries*, 18: 619–637.
- Collins, J. R., Kleisner, K. M., Fujita, R. M., and Boenish, R. E. 2022. Atmospheric carbon emissions from benthic trawling depend on water depth and ocean circulation. *EarthArxiv*. <https://eartharxiv.org/repository/view/4633/>. (Last accessed 11 July 2023).
- Delaney, A., Reid, D. G., Zimmermann, C., Kraan, M., Steins, N. A., and Kaiser, M. J. 2022. Socio-technical approaches are needed for innovation in fisheries. *Review in Fisheries Science & Aquaculture*, 31: 1–17.
- Diana, J. S. 2009. Aquaculture production and biodiversity conservation. *Bioscience*, 59: 27–38.
- Diaz, R. J., and Rosenberg, R. 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321: 926–929.
- Epstein, G., Middelburg, J. J., Hawkins, J. P., Norris, C. R., and Roberts, C. M. 2022. The impact of mobile demersal fishing on carbon storage in seabed sediments. *Global Change Biology*, 28: 2875–2894.
- FAO 2009. International Guidelines for the Management of Deep-sea Fisheries in the High Seas. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome Italy. <https://www.sprfmo.int/assets/Meetings/Meetings-before-2013/Scientific-Working-Group/SWG-06-2008/SPRFMO6-SWG-INF-01-FAO-Deepwater-Guidelines-Final-Sep20.pdf>. (Last accessed 11 July 2023).
- Fernandes, P. G., and Cook, R. M. 2013. Reversal of fish stock decline in the Northeast Atlantic. *Current Biology*, 23: 1432–1437.
- Fissel, B. E., Dalton, M., Felthoven, R. G., Garber-Yonts, B. E., Haynie, A., Himes-Cornell, A. H., Kasperski, S. et al. 2016. Stock Assessment and Fishery Evaluation Report for the Groundfishes Fisheries of the Gulf of Alaska and Bering Sea/Aleutian Island Area: economic Status of the Groundfish Fisheries off Alaska, 2015. National Marine Fisheries Service

- Report. [https:// repository.library.noaa.gov/view/noaa/ 18817](https://repository.library.noaa.gov/view/noaa/18817). (Last accessed 11 July 2023).
- Funge-Smith , S., Briggs, M., and Miao, W. 2012. Regional Overview of Fisheries and Aquaculture in Asia and the Pacific 2012. RAP Publication (FAO), Rome Italy. [https:// www.fao.org/ 3/i3185e/i3185e00. pdf](https://www.fao.org/3/i3185e/i3185e00.pdf).
- Gilman , E., Perez Roda, A., Huntington, T., Kennelly, S., Suuronen, P., Chaloupka, M., and Medley, P. 2020. Benchmarking global fisheries discards. *Scientific Reports*, 10: 1–8.
- Gray , C. A., and Kennelly, S. J. 2018. Bycatches of endangered, threatened and protected species in marine fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 28: 521–541.
- Groenbaek , L., Lindroos, M., Munro, G., Pintassilgo, P., and Turrís, B. 2023. The avoidance of unwanted catch and cooperation: the case of the British Columbia groundfish trawl fishery. *ICES Journal of Marine Science*, 80: 483–491.
- Hall-Spencer , J., and Moore, P. 2000. Scallop dredging has profound, long-term impacts on maerl habitats. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1407–1415.
- Hamilton , S., and Baker, G. B. 2015. Review of research and assessments on the efficacy of sea lion exclusion devices in reducing the incidental mortality of New Zealand sea lions *Phocarctos hookeri* in the Auckland Islands squid trawl fishery. *Fisheries Research*, 161: 200–206.
- Hart , P., Blyth, R., Kaiser, M. J., and Edwards Jones, G. 2002. Sustainable exploitation with minimal conflict: is it possible. In *Who Owns the Sea*, pp. 11–24. Ed. by P. Hart and M. Johnson The University of Hull, Scarborough Campus. ISBN: 978-1-4092-5410-2
- Hiddink , J. G., Jennings, S., Sciberras, M., Bolam, S. G., Cambiè, G., McConnaughey, R. A., Mazor, T et al. 2019. Assessing bottom trawling impacts based on the longevity of benthic invertebrates. *Journal of Applied Ecology*, 56: 1075–1084.
- Hiddink , J. G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C. L., Hughes, K. M., Ellis, N., Rijnsdorp, A. D et al. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114: 8301–8306.
- Hiddink , J. G., Johnson, A. F., Kingham, R., and Hinz, H. 2011. Could our fisheries be more productive? Indirect negative effects of bottom trawl fisheries on fish condition. *Journal of Applied Ecology*, 48: 1441–1449.
- Hiddink , J. G., Moranta, J., Balestrini, S., Sciberras, M., Cendrier, M., Bowyer , R., Kaiser , M. J et al. 2016. Bottom trawling affects fish condition through changes in the ratio of prey availability to density of competitors. *Journal of Applied Ecology*, 53: 1500–1510.
- Hiddink , J. G., van de Velde, S. J. , McConnaughey, R. A. , De Berger, E. , Tiano, J. , Kaiser, M. J. , Sweetman, A. K et al. 2023. Quantifying the carbon benefits of ending bottom trawling. *Nature*, 617: E1–E2.
- Hilborn , R., Banobi, J., Hall, S.J., Puclowski, T., and Walsworth, T.E. 2018. The environmental cost of animal source foods. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 16: 329–335 .
- Hilborn , R., Hively, D. J., Baker Loke, N., de Moor, C. L., Kurota, H., Kathena, J. N., Mace, P. M et al. 2021. Global status of groundfish stocks. *Fish and Fisheries*, 22: 911–928.
- Hilborn , R., and Sinclair, A. R. 2021. Biodiversity protection in the 21st century needs intact habitat and protection from overexploitation whether inside or outside parks. *Conservation Letters*, 14: e12830.<https://doi.org/10.1111/conl.12830>
- Hoddle , M. S . 2004. Restoring balance: using exotic species to control invasive exotic species. *Conservation Biology*, 18: 38–49.
- ICES . 2018. Report of the Working Group on Electric Trawling (WG-ELECTRA). [https:// ices-library.figshare.com/ articles/report/ Work ing _ Group _ on _ Electrical _ Trawling _ WGELECTRA _ /18618083](https://ices-library.figshare.com/articles/report/Working_Group_on_Electrical_Trawling_WGELECTRA_/18618083) . (Last Accessed 11 July 2023).
- IUCN . 2020. The IUCN Red List of Threatened Species Version 2020-1. [https:// www.iucnredlist.org/](https://www.iucnredlist.org/) . (Last accessed 11 July 2023).
- Jenkins , L. D . 2012. Reducing sea turtle bycatch in trawl nets: a history of NMFS turtle excluder device (TED) research.
- Kaiser , M. J., Hormbrey, S., Booth, J. R., Hinz, H., and Hiddink, J. G. 2018. Recovery linked to life history of sessile epifauna following exclusion of towed mobile fishing gear. *Journal of Applied Ecology*, 55: 1060–1070.
- Karp , W. A., Breen, M., Borges, L., Fitzpatrick, M., Kennelly, S. J., Kolding, J., Nielsen, K. N et al. 2019. Strategies used throughout the world to manage fisheries discards—lessons for implementation of the EU Landing Obligation. In *The European Landing Obligation*, pp. 3–26. Springer, New York City.
- Kelleher , K . 2005. Discards in the World’s Marine Fisheries: An Update. *FAO Fisheries Technical Paper No 470* , FAO, Rome.
- Kennelly , S. J., and Broadhurst, M. K. 2021. A review of bycatch reduction in demersal fish trawls. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 31: 289–318.
- Khan , S., Dettling, J., Loyola, C., Hester, J., and Moses, R. 2019. Environmental life cycle analysis. impossible burger 2.0. [https://impossiblefoods.com/sustainable- food/burger- life- cycle- assessment- 2019](https://impossiblefoods.com/sustainable-food/burger-life-cycle-assessment-2019) . (Last accessed 11 July 2023).
- Legge , O., Johnson, M., Hicks, N., Jickells, T., Diesing, M., Aldridge, J., Andrews, J et al. 2020. Carbon on the northwest European shelf: contemporary

- budget and future influences. *Frontiers in Marine Science*, 7: 143.
- Lomeli, M. J., Wakefield, W. W., Herrmann, B., Dykstra, C. L., Simeon, A., Rudy, D. M., and Planas, J. V. 2021. Use of artificial illumination to reduce Pacific halibut bycatch in a US West Coast groundfish Bottom trawl. *Fisheries Research*, 233: 105737.
- Magnuson, J., Bjorndal, J., DuPaul, W., Graham, G., Owens, D., Peterson, C., Prichard, P et al. 1990. *Decline of Sea Turtles: Causes and Prevention*. Committee on Sea Turtle Conservation, Board of Environmental Studies and Toxicology, Board on Biology, Commission of Life Sciences, National Research Council. National Academy Press, Washington, DC.
- Marine Stewardship Council. 2023. <https://www.msc.org/en-us/standards-and-certification/fisheries-standard>. (Last accessed 11 July 2023).
- Mazor, T., Pitcher, C. R., Rochester, W., Kaiser, M. J., Hiddink, J. G., Jennings, S., Amoroso, R et al. 2021. Trawl fishing impacts on the status of seabed fauna in diverse regions of the globe. *Fish and Fisheries*, 22: 72–86.
- Mazzetto, A., and Ledgard, S. 2023. Carbon footprint of fish from the New Zealand Deepwater Trawl Fleet. <https://tinyurl.com/DWGC O2>. (Last Accessed 11 July 2023).
- McConnaughey, R., Hiddink, J. G., Jennings, S., Pitcher, C. R., Kaiser, M. J., Suuronen, P., Sciberras, M et al. 2020. Choosing best practices for managing impacts of trawl fishing on seabed habitats and biota. *Fish and Fisheries*, 21: 319–337.
- Monterey Bay Aquarium. 2023. <https://www.seafoodwatch.org/globalassets/sfw/pdf/standards/fisheries/seafood-watch-fisheries-standard-version-f4.pdf>. (Last accessed 11 July 2023).
- Newbold, T., Hudson, L. N., Hill, S. L., Contu, S., Lysenko, I., Senior, R. A., Börger, L et al. 2015. Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520: 45–50.
- Parker, R., Benson, L., Graves, C., Kröger, S., and Vieira, R. 2020. Carbon stocks and accumulation analysis for Secretary of State (SoS) region. Cefas Report for Defra project ME5439., 42. <https://www.theccc.org.uk/wp-content/uploads/2022/03/CCC-Briefing-Blue-Carbon-FINAL.pdf>. (Last Accessed 11 July 2023).
- Parker, R. W., and Tyedmers, P. H. 2015. Fuel consumption of global fishing fleets: current understanding and knowledge gaps. *Fish and Fisheries*, 16: 684–696.
- Parker, S. J., Penney, A. J., and Clark, M. R. 2009. Detection criteria for managing trawl impacts on vulnerable marine ecosystems in high seas fisheries of the South Pacific Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 397: 309–317.
- Pascoe, S. 1997. Bycatch management and the economics of discarding. Food & Agriculture Organization of the United Nations FAO Technical Paper 370. <https://www.fao.org/3/w6929e/w6929e00.htm>. (Last Accessed 11 July 2023).
- Pérez Roda, M. A., Gilman, E., Huntington, T., Kennelly, S. J., Suuronen, P., Chaloupka, M., and Medley, P. 2019. A Third Assessment of Global Marine Fisheries Discards FAO Technical Paper 633. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome Italy.
- Pitcher, C. R., Ellis, N., Jennings, S., Hiddink, J. G., Mazor, T., Kaiser, M. J., Kangas, M. I et al. 2017. Estimating the sustainability of towed fishing-gear impacts on seabed habitats: a simple quantitative risk assessment method applicable to data-limited fisheries. *Methods in Ecology and Evolution*, 8: 472–480.
- Pitcher, C. R., Hiddink, J. G., Jennings, S., Collie, J., Parma, A. M., Amoroso, R., Mazor, T et al. 2022. Trawl impacts on the relative status of biotic communities of seabed sedimentary habitats in 24 regions worldwide. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119: e2109449119.
- Polymenakou, P. N., Pusceddu, A., Tselepides, A., Polychronaki, T., Giannakourou, A., Fiordelmondo, C., Hatziyanni, E et al. 2005. Benthic microbial abundance and activities in an intensively trawled ecosystem (Thermaikos Gulf, Aegean Sea). *Continental Shelf Research*, 25: 2570–2584.
- Poore, J., and Nemecek, T. 2018. Reducing food's environmental impacts through producers and consumers. *Science*, 360: 987–992.
- Purcell, K. M., Craig, J. K., Nance, J. M., Smith, M. D., and Benneer, L. S. 2017. Fleet behavior is responsive to a large-scale environmental disturbance: hypoxia effects on the spatial dynamics of the northern Gulf of Mexico shrimp fishery. *PLoS ONE*, 12: e0183032.
- Rodmell, D. P., and Johnson, M. L. 2002. The development of marine based wind energy generation and inshore fisheries in UK waters: are they compatible. In *Who owns the sea*, pp. 76–103. Ed. by P. Harte and M. Johnson The University of Hull, Scarborough Campus. ISBN 978-1-4092-5410-2.
- Rose, C. S., Hammond, C. F., Stoner, A. W., Munk, J. E., and Gauvin, J. R. 2013. Quantification and reduction of unobserved mortality rates for snow, southern Tanner, and red king crabs (*Chionoecetes opilio*, *C. bairdi*, and *Paralithodes camtschaticus*) after encounters with trawls on the seafloor. <https://aquadocs.org/handle/1834/30356>. (Last accessed 11 July 2023).

- Sala , A., Damalas, D., Labanchi, L., Martinsohn, J., Moro, F., Sabatella, R., and Notti, E. 2022. Energy audit and carbon footprint in trawl fisheries. *Scientific Data*, 9: 1–20.
- Sala , E., Mayorga, J., Bradley, D., Cabral, R. B., Atwood, T. B., Auber , A., Cheung, W et al. 2021. Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature*, 592: 397–402.
- Sciberras , M., Hiddink, J. G., Jennings, S., Szostek, C. L., Hughes, K. M., Kneafsey, B., Clarke, L. J et al. 2018. Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: a global meta-analysis. *Fish and Fisheries*, 19: 698–715.
- Sharpless , A., and Evans, S. 2013. *The Perfect Protein: The Fish Lover’s Guide to Saving the Oceans and Feeding the World* Rodale Press Emmaus Pennsylvania.
- Smeaton , C., and Austin, W. 2022. Quality not quantity: prioritizing the management of sedimentary organic matter across continental shelf seas. *Geophysical Research Letters*, 49: e2021GL097481.
- Smeaton , C., Hunt, C. A., Turrell, W. R., and Austin, W. E. 2021. Marine sedimentary carbon stocks of the United Kingdom’s exclusive economic zone. *Frontiers in Earth Science*, 9: 50.
- Smith , M. D., Asche, F., Benneer, L. S., and Oglend, A. 2014. Spatial- dynamics of hypoxia and fisheries: the case of Gulf of Mexico brown shrimp. *Marine Resource Economics*, 29: 111–131.
- Soetaert , M., Decostere, A., Polet, H., Verschueren, B., and Chiers, K. 2015. Electrotrawling: a promising alternative fishing technique warranting further exploration. *Fish and Fisheries*, 16: 104–124.
- Steadman , D., Thomas, J. B., Rivas Villanueva, R., Lewis, F., Pauly, D., Palomares, M. L. D., Bailly, N et al. 2022. New perspectives on an old fishing practice: scale, context and impacts of bottom trawling. [https:// oursharedseas.com/ new- perspectives- on- an- old- fishing- practice](https://oursharedseas.com/new-perspectives-on-an-old-fishing-practice) (Last accessed 11 July 2023).
- Stokesbury , K. D., Fay, G., and Griffin, R. 2022. A framework for categorizing the interactions of offshore windfarms and fisheries. *ICES Journal of Marine Science*, 79: 1711–1718.
- Suuronen , P. . 2022. Understanding perspectives and barriers that affect fishers’ responses to bycatch reduction technologies. *ICES Journal of Marine Science*, 79: 1015–1023.
- Suuronen , P., Chopin, F., Glass, C., Løkkeborg, S., Matsushita, Y., Queirolo, D., and Rihan, d. 2012. Low impact and fuel efficient fishing—Looking beyond the horizon. *Fisheries Research*, 119-120: 135–146.
- Suuronen , P., and Gilman, E. 2020. Monitoring and managing fisheries discards: new technologies and approaches. *Marine Policy*, 116: 103554.
- Suuronen , P., Pitcher, C. R., McConnaughey, R., Kaiser, M. J., Hiddink, J. G., and R, H. 2020. A path to a sustainable trawl fishery in southeast Asia. *Reviews in Fisheries Science & Aquaculture*, 28: 499–517.
- Thompson , A., Sanders, J., Tandstad, M., Carocci, F., and Fuller, J. 2016. *Vulnerable marine ecosystems: processes and practices in the high seas*. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, 595: 185
- Thomsen , B., Humborstad, O.-B., and Furevik, D. M. 2010. Fish pots: fish behavior, capture processes, and conservation issues. In *Behavior of Marine Fishes: Capture Processes and Conservation Challenges*, pp. 143–158. Ed. by P. Heand and M. Pol John Wiley and Sons, Hoboken New Jersey.
- Thlusty , M. F., Tyedmers, P., Bailey, M., Ziegler, F., Henriksson, P. J., Béné, C., Bush, S et al. 2019. Reframing the sustainable seafood narrative. *Global Environmental Change*, 59: 101991.
- Tyedmers , P . 2004. Fisheries and energy use. *Encyclopedia of Energy*, 2: 683–693.
- Uhlmann , S. S., Ulrich, C., and Kennelly, S. J. 2019. *The European Land- ing Obligation: Reducing Discards in Complex, Multi-species and Multi-jurisdictional Fisheries* Springer Nature, Cham, Switzerland
- United Nations 2002. *Report of the World Summit on Sustainable De- velopment*, Johannesburg, South Africa, 26, August-4 September 2002. United Nations, New York
- van Denderen , P. D., Törnroos, A., Sciberras, M., Hinz, H., Friedland, R., Lasota, R., Mangano, M. C et al. 2022. Effects of bottom trawling and hypoxia on benthic invertebrate communities. *Marine Ecology Progress Series*, 694: 13–27.
- Vázquez-Rowe , I., Villanueva-Rey, P., Hospido, A., Moreira, M. T., and Feijoo, G. 2014. Life cycle assessment of European pilchard (*Sardina pilchardus*) consumption. A case study for Galicia (NW Spain). *Sci- ence of the Total Environment*, 475: 48–60.
- Watling , L . 2013. Deep-sea trawling must be banned. *Nature*, 501: 7–7.
- Watling , L., and Norse, E. A. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest clearcutting. *Conservation Biology*, 12: 1180–1197.
- Willer , D. F., Brian, J. I., Derrick, C. J., Hicks, M., Pacay, A., McCarthy, A. H., Benbow, S et al. 2022. ‘Destructive fishing’—a ubiquitously used but vague term? Usage and impacts across academic research, media and policy. *Fish and Fisheries*, 23: 1039–1054.
- Williams , A., Althaus, F., Maguire, K., Green, M., Untiedt, C., Alder- slade, P., Clark, M. R et al. 2020. The fate of deep-sea coral reefs on seamounts in a fishery-seascape: what are the impacts, what remains, and what is protected? *Frontiers in Marine*

- Science, 7.
<http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2020.567002>.
- Zeller , D., Cashion, T., Palomares, M., and Pauly, D. 2018. Global ma- rine fisheries discards: a synthesis of reconstructed data. *Fish and Fisheries*, 19: 30–39.
- Zhang , X., Kotink, A., and Zgola, M. 2022. Life cycle assessment of wild Alaskan pollock final ISO LCA report. [alaskapollock.org/medi a/2246/f inal-report.pdf](http://alaskapollock.org/media/2246/final-report.pdf) . (Last accessed 11 July 2023).
- Ziegler , F., and Hilborn, R. 2023. Fished or farmed: life cycle impacts of salmon consumer decisions and opportunities for reducing impacts. *Science of the Total Environment*, 854: 158591.
- Ziegler , F., and Valentinsson, d. 2008. Environmental life cycle as- sessment of Norway lobster (*Nephrops norvegicus*) caught along the Swedish west coast by creels and conventional trawls –LCA methodology with case study. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 13: 487–497.
- Zimmermann , F., and Werner, K. M. 2019. Improved management is the main driver behind recovery of Northeast Atlantic fish stocks. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 17: 93–99.