

# Emisiones atmosféricas de CO<sub>2</sub> y acidificación oceánica derivadas de la pesca de arrastre en el fondo marino

Trisha B. Atwood<sup>1\*</sup>, Anastasia Romanou<sup>2,3</sup>, Tim DeVries<sup>4</sup>, Paul E. Lerner<sup>2,3</sup>, Juan S. Mayorga<sup>5,6</sup>, Darcy Bradley<sup>6,7</sup>, Reniel B. Cabral<sup>8</sup>, Gavin A. Schmidt<sup>2</sup> and Enric Sala<sup>5</sup>

1 Department of Watershed Sciences and the Ecology Center, Utah State University, Logan, UT, United States,

2 NASA Goddard Institute for Space Studies, New York, NY, United States,

3 Department of Applied Physics and Applied Mathematics, Columbia University, New York, NY, United States,

4 Department of Geography and Earth Research Institute, University of California, Santa Barbara, Santa Barbara, CA, United States,

5 National Geographic Society, Washington, DC, United States,

6 Environmental Markets Lab, University of California, Santa Barbara, Santa Barbara, CA, United States,

7 Marine Science Institute, University of California, Santa Barbara, CA, United States,

8 College of Science and Engineering, James Cook University, Townsville, QLD, Australia

*El presente constituye una traducción no oficial al español realizada por RESILIENCE – Consultora Ambiental, del artículo publicado en Frontiers in Marine Science en enero de 2024:*

*Atwood TB, Romanou A, DeVries T, Lerner PE, Mayorga JS, Bradley D, Cabral RB, Schmidt GA and Sala E (2024).*

*Atmospheric CO<sub>2</sub> emissions and ocean acidification from bottom-trawling. Front. Mar. Sci. 10:1125137.doi: 10.3389/fmars.2023.1125137*

**Resumen:** La pesca de arrastre en el fondo marino puede perturbar el carbono que tomó milenios en acumularse, pero el destino de ese carbono y su impacto en el clima y los ecosistemas sigue siendo desconocido. Utilizando eventos de pesca inferidos por satélite y modelos del ciclo del carbono, descubrimos que entre el 55% y el 60% del CO<sub>2</sub> presente en el fondo marino perturbado por la pesca de arrastre se libera a la atmósfera en un período de 7 a 9 años. Con base en estimaciones recientes del impacto de la pesca de arrastre en el carbono sedimentario, encontramos que entre 1996 y 2020, la pesca de arrastre podría haber liberado, a escala global, hasta 0,34-0,37 Pg de CO<sub>2</sub> por año a la atmósfera y haber alterado localmente el pH del agua en algunos mares semi-cerrados y fuertemente afectados por la pesca de arrastre. Nuestros resultados sugieren que la gestión de los esfuerzos de pesca de arrastre podría ser una solución importante para el cambio climático.

**Palabras clave:** mitigación del cambio climático, soluciones climáticas naturales, gestión pesquera, conservación oceánica, carbono azul.

## 1. Introducción

Los sedimentos marinos se consideran el almacén definitivo de carbono a largo plazo. Una vez enterrado debajo de la capa activa, el carbono orgánico puede permanecer sin mineralizar durante milenios, hasta eones (Burdige, 2007; LaRowe et al., 2020). Sin embargo, las perturbaciones en el lecho marino causadas por actividades humanas amenazan la permanencia de este carbono marino (Levin et al., 2020; Paradis et al., 2021). En el caso de la pesca de arrastre en el fondo marino, un equipo pesado que se arrastra por el lecho marino mezcla y suspende los sedimentos, exponiendo de 0,16 a 0,40 Pg de carbono orgánico previamente enterrado al potencial de degradación microbiana (Sala et al., 2021). Sin embargo, el destino final de este stock de carbono orgánico perturbado aún no se ha cuantificado, dificultando nuestra comprensión de los efectos que la pesca de arrastre tiene en el ciclo global del carbono y las posibles implicaciones para las políticas climáticas.

La protección del carbono orgánico almacenado en sedimentos marinos, plantas y animales ha sido identificada como una herramienta poderosa para abordar el cambio climático (Hoegh-Guldberg et al., 2019). Sin embargo, la adopción de soluciones climáticas basadas en el océano ha sido lenta debido a las políticas climáticas predominantes y a los mercados de carbono que solo reconocen actividades de mitigación con impactos medibles en las emisiones atmosféricas. El desafío para identificar soluciones basadas en el océano bajo esos paradigmas actuales radica en la complejidad de cuantificar las emisiones atmosféricas generadas por actividades antropogénicas que ocurren por debajo de la superficie del océano (Luisetti et al., 2020). Por lo tanto, la investigación que aborde este desafío es crucial para descubrir nuevas oportunidades que puedan aprovechar todo el potencial del océano para contribuir a mitigar el cambio climático.

Aquí examinamos el destino del carbono liberado por la pesca de arrastre en los océanos globales entre 1996 y 2020, así como bajo escenarios futuros, y estimamos la fracción de CO<sub>2</sub> emitida a la atmósfera. Para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> inducidas por la pesca de arrastre, utilizamos suposiciones y datos de Sala et al. (2021), el único estudio hasta la fecha que estima el impacto global de la pesca de arrastre en los flujos de CO<sub>2</sub> desde los sedimentos marinos, y dos clases de modelos de circulación oceánica: (I) el Modelo Inverso de Circulación Oceánica (OCIM; resolución de 2°; Holzer et al., 2021) y (II) el Modelo E2.1 del Instituto Goddard de Estudios Espaciales de la NASA (GISS) (resolución del modelo oceánico de 1° x 1.25°; Lerner et al., 2021). Este último se utilizó en simulaciones climáticas acopladas bajo dos realizaciones: concentraciones atmosféricas prescritas de CO<sub>2</sub> (GISScon) y pronosticadas de CO<sub>2</sub> atmosférico basado en emisiones antropogénicas, el sumidero de tierra y océano, y la pesca de arrastre bentónica (GISSemis; Ito et al., 2020). Los modelos GISS y OCIM se utilizan para estimar los flujos aire-mar y el transporte oceánico interno de CO<sub>2</sub> a lo largo del tiempo al simular la compleja interacción de procesos atmosféricos y oceánicos. Estos modelos ofrecen estimaciones detalladas espacio-temporales del intercambio de CO<sub>2</sub> entre el océano y la atmósfera al modelar el movimiento del CO<sub>2</sub> a través de corrientes, advección, mezcla vertical, procesos biológicos (solo GISS) e intercambio gaseoso en la superficie. Dependiendo de la ubicación geográfica y la profundidad del agua de la pesca de arrastre en el fondo, el CO<sub>2</sub> se expone a la superficie del mar en cuestión de meses a siglos (Siegel et al., 2021). Los modelos GISS y OCIM se evalúan sistemáticamente con las observaciones más recientes, son aceptados internacionalmente y se están utilizando en el CMIP6 para representar procesos oceánicos (por ejemplo, flujos aire-mar) para el informe de evaluación 6 del IPCC (2022) y en el Presupuesto

Carbono Global para estimar  $pCO_2$  en la superficie (Friedlingstein et al., 2020a).

## 2. Materiales y métodos

### 2.1. Intensidad de la pesca de arrastre y remineralización del $CO_2$

Estimamos el eflujo de  $CO_2$  disuelto en el agua resultante de la pesca de arrastre en el fondo marino utilizando el mismo enfoque que Sala et al. (2021). Los datos sobre la actividad de pesca de arrastre se obtuvieron de Global Fishing Watch (<https://globalfishingwatch.org/>) a través de Sala et al. (2021). La fracción del carbono orgánico total en el primer metro de sedimentos marinos que se remineraliza a  $CO_2$  disuelto en el agua ( $f$ ) en un píxel de  $1 \text{ km}^2$  dado ( $i$ ) se estima como:

$$f_i = SVR_i \cdot p_l \cdot p_r \cdot (1 - e^{-k_i t})$$

Donde  $SVR_i$  es la proporción de volumen barrido y representa la fracción del carbono en el píxel  $i$  que es perturbada por la pesca de arrastre en el fondo,  $p_r$  es la proporción de carbono orgánico que se asienta nuevamente en el píxel  $i$  después de la pesca de arrastre,  $p_l$  es la fracción de carbono orgánico que es lábil,  $k$  es la constante de tasa de degradación de primer orden, y  $t$  representa el tiempo, que se establece en un año. Para tener en cuenta con precisión los impactos del carbono de los equipos de pesca de arrastre con diversas profundidades de penetración y la exposición resultante de capas inferiores de sedimento debido a una pérdida neta anual en sedimento por las actividades de pesca de arrastre, fue necesario incluir existencias de carbono orgánico hasta un metro. Sin embargo, el término  $SVR_i$  en nuestro modelo limita el impacto de un evento de pesca de arrastre a la proporción de carbono almacenado solo hasta la profundidad de penetración del equipo de pesca de arrastre específico utilizado en ese píxel.

La proporción de volumen barrido  $SVR_i$  se estima como:

$$SVR_i = \frac{o_g}{SAR_{i,g} \cdot pd_g}$$

donde  $SAR_{i,g}$  es la proporción de área barrida en el píxel  $i$  por embarcaciones que utilizan el equipo  $g$ , y  $pd_g$  la profundidad promedio de penetración del tipo de equipo  $g$ . La proporción de área barrida ( $SAR$ ) se estima como:

$$SAR_{i,g} = \frac{oV(TD_{i,v} \cdot W_v)}{A_i}$$

donde  $TD_{i,v}$  es la distancia recorrida por la embarcación  $v$  en el píxel  $i$ ,  $W_v$  es el ancho del equipo de arrastre utilizado por la embarcación  $v$  y  $A_i$  es el área total del píxel  $i$ . La distancia recorrida se estimó utilizando datos de actividad pesquera detectados por los sistemas de identificación automática (AIS) de Global Fishing Watch ([globalfishingwatch.org](https://globalfishingwatch.org/)) entre 2016 y 2020. Utilizamos las relaciones tamaño de embarcación-huella reportadas por Eigaard et al. (2016) para calcular el ancho del equipo de arrastre para cada embarcación. Las profundidades de penetración promedio fueron las siguientes: redes de arrastre con portones: 2,44 cm, redes de marco rígido: 2,72 cm, rastras: 5,47 cm y dragas hidráulicas: 16,11 cm (Hiddink et al., 2017). Se asumió que la fracción de carbono orgánico en cada celda que se asienta nuevamente en esa misma celda después de la pesca de arrastre ( $p_r$ ) era constante en 0,87 (Sala et al., 2021). La proporción de carbono orgánico lábil ( $p_l$ ) se asignó utilizando el tipo de sedimento con valores de Sala et al. (2021): sedimentos finos: 0,7, sedimentos gruesos: 0,286 y sedimentos arenosos: 0,04 (Figura 1). Las constantes de tasa de degradación de primer orden  $k_i$  también se obtuvieron de Sala et al. (2021) y se asignaron de la siguiente manera para las diferentes regiones oceánicas: Pacífico Norte = 1,67, Pacífico Sur = 3,84, Atlántico = 1,00, Índico = 4,76, Mediterráneo = 12,3, Ártico = 0,275, Golfo de México y Caribe = 16,8 (Sala et al., 2021).

Finalmente, la cantidad de carbono orgánico remineralizado en el píxel  $i$ ,  $C_{ri}$ , se estima como:

$$C_{ri} = C_{0i} \times f_i \times d_i$$

donde  $C_{0i}$  es la cantidad de carbono orgánico almacenado en el primer metro de sedimentos marinos en el píxel  $i$  (Atwood et al., 2020),  $f_i$  es la fracción de ese carbono orgánico que se remineraliza, y  $d_i$  corresponde a un factor de agotamiento de carbono orgánico que tiene en cuenta la historia de la pesca de arrastre en un píxel dado  $i$ . Utilizando el mismo enfoque que Sala et al. (2021) pero con una tasa de acumulación anual de carbono orgánico más conservadora de  $4,9 \text{ Mg C km}^{-2} \text{ año}^{-1}$ , que asume que el 75% del flujo de carbono anual se remineraliza naturalmente independientemente de la pesca de arrastre (Wilkinson et al., 2018), estimamos que el eflujo de  $\text{CO}_2$  en un píxel que ha sido pescado de arrastre durante más de una década se estabiliza en el 27,2% del flujo del primer año (es decir, primer año de pesca de arrastre). Como tal, los píxeles que han sido objeto de pesca de arrastre durante más de 10 años se les asigna un factor de agotamiento de carbono orgánico ( $d_i$ ) de 0,272. Para los píxeles en los que el arrastre ocurrió menos de 10 años, asumimos un factor de agotamiento de 1. Para estimar el número de años que ha tenido lugar la pesca de arrastre en cada píxel, utilizamos estadísticas espaciales de captura de Watson (2017). En general, el 94% de los píxeles en los que se ha pescado por arrastre de fondo entre 1996 y 2000 han sido visitados durante más de 10 años.

Para la reconstrucción retrospectiva de la pesca de arrastre antes de 2016, asumimos que la intensidad y la extensión promedio de la pesca de arrastre entre 2018 y 2020 son representativas de lo que ha sido desde 1996 (Watson, 2017; Amoroso et al., 2018). Las ubicaciones de la pesca de arrastre parecen ser consistentes de un año a otro, según se ilustra en datos de Watson (2017) y Amoroso et al. (2018). Nuestra suposición sobre la intensidad de la pesca de arrastre es probablemente conservadora, dado que las capturas de pesca de arrastre alcanzaron su punto

máximo en varias regiones, incluyendo Europa y América del Norte, en las décadas de 1980 y 1990, y tanto el número de embarcaciones como su capacidad instalada (kW) han sido estables desde principios de la década de 2000 (Watson et al., 2006; Rousseau et al., 2019; Pauly et al., 2020).

## 2.2 Simulaciones del modelo OCIM

OCIM es un modelo de datos con una circulación oceánica en estado estacionario (Devries, 2014). La versión utilizada aquí es el OCIM2-48L utilizado en un estudio reciente sobre la ventilación del océano Pacífico profundo (Holzer et al., 2021). En este modelo se implementa un ciclo de carbono abiótico utilizando la formulación de DeVries (2014). El modelo se ajusta hasta alcanzar el equilibrio utilizando una concentración de  $\text{CO}_2$  atmosférico preindustrial de 280 ppm. Luego, se ejecuta una simulación transitoria utilizando una atmósfera interactiva (representada como una unidad bien mezclada) y emisiones de carbono a la atmósfera desde el Presupuesto Carbono Global 2020 (Friedlingstein et al., 2020a). Las emisiones de carbono son la suma de las emisiones de carbono provenientes de la quema de combustibles fósiles, la fabricación de cemento y el cambio en el uso del suelo, menos el carbono absorbido por el sumidero de carbono terrestre (que no está representado en el modelo). Se utilizan datos históricos de emisiones desde 1780 hasta 2019, y después de 2019 las emisiones se mantienen constantes en los niveles de 2019.

Se ejecutan cuatro simulaciones diferentes para evaluar los impactos de la pesca de arrastre en el flujo de  $\text{CO}_2$  entre el aire y el mar. Para la simulación de control (A), no hay emisión de carbono inorgánico disuelto (CID) debido a la actividad de pesca de arrastre. En la simulación B, las emisiones de CID debido a la pesca de arrastre se aplican para los años 1996-2020. En la simulación C, las emisiones de pesca de arrastre ocurren desde 1996-2030, y en la simulación D, las emisiones de pesca de arrastre ocurren desde

1996-2070. Todas las simulaciones del modelo se ejecutan hasta el año 2100.

Los flujos de CO<sub>2</sub> entre el aire y el mar, el cambio en el carbono inorgánico disuelto (CID) del océano y los cambios en el pH (ver métodos a continuación) debido a la pesca de arrastre se evalúan restando estas cantidades en cada simulación a las de la simulación A (sin pesca de arrastre). Calcular CO<sub>2</sub> y pH en el modelo también requiere datos de temperatura, salinidad, alcalinidad y nutrientes. Estos no se calculan en el modelo, sino que se mantienen fijos en sus valores contemporáneos del Atlas Mundial del Océano para temperatura (Locarnini et al., 2019), salinidad (Zweng et al., 2018) y nutrientes (García et al., 2019), y del Proyecto de Análisis de Datos del Océano Global fase 2 (GLODAPv2) para alcalinidad (Olsen et al., 2016). CO<sub>2</sub> y pH se calculan utilizando la calculadora CO<sub>2</sub>SYST (van Heuven et al., 2011). Se puede encontrar información adicional sobre el desarrollo del modelo y parámetros para el modelo OCIM en Holzer et al. (2021).

### 2.3 Simulaciones del modelo acoplado GISS

También se realizaron simulaciones con el modelo climático acoplado E2.1-G del Instituto Goddard de Estudios Espaciales (GISS), que tiene una resolución de 2x2.5° y 1x1.25° en la atmósfera y el océano, respectivamente, y está acoplado al Módulo de Biogeoquímica Oceánica de la NASA (NOBM) (Gregg y Casey, 2007; Romanou et al., 2013). La forzante de CO<sub>2</sub> para el período 1996-2014 proviene de las emisiones observadas de CO<sub>2</sub>, mientras que la forzante transitoria para el período 2015-2100 sigue el escenario SSP2-4.5, un escenario de trayectoria socioeconómica intermedia del Proyecto de Intercomparación de Modelos Acoplados Fase 6 (CMIP6) (O'Neill et al., 2016; Meinshausen et al., 2020). Se puede encontrar información adicional sobre el desarrollo de los modelos GISS y sus parámetros en Ito et al. (2020) y Lerner et al. (2021). Todos los experimentos para este estudio se derivaron de una larga simulación preindustrial que garantizaba

que el flujo de carbono oceánico en la interfaz aire-mar estuviera en equilibrio, seguido de una simulación histórica con forzantes observadas para el período 1850-1995 (Miller et al., 2021).

Para los propósitos de este estudio, se emplearon dos realizaciones distintas de este modelo: a) una única ejecución (GISScon) del modelo GISS-E2.1-G (como en Lerner et al., 2021) donde la tierra y la radiación solo ven concentraciones atmosféricas de CO<sub>2</sub> observadas prescritas. b) un conjunto de 15 ejecuciones con el Modelo del Sistema Terrestre GISS-E2.1-GCC (GISSemis) que difiere de GISS-E2.1-G solo en que la radiación responde al CO<sub>2</sub> atmosférico pronóstico basado en emisiones antropogénicas, la tierra y el sumidero oceánico (como en Ito et al., 2020), así como emisiones de pesca de arrastre. Los impactos de la pesca de arrastre en el flujo de CO<sub>2</sub> entre el aire y el mar en GISScon y GISSemis se evalúan utilizando simulaciones A-D como se describe en la sección anterior. El propósito del conjunto de simulaciones GISSemis es proporcionar estimados de incertidumbre de la respuesta a las emisiones de pesca de arrastre que están relacionadas con la variabilidad intrínseca del sistema terrestre (por ejemplo, ciclos naturales de variabilidad tropical). Se proporciona más información en la siguiente sección.

El pH y el estado de saturación de aragonita se calculan siguiendo las rutinas de química de carbonatos descritas en Orr et al. (2017). Estas rutinas toman como entradas CID, alcalinidad, fosfato, silicato, temperatura y salinidad, cada una de las cuales se calcula de manera pronosticada por el modelo. Dado que el modelo simula nitrato en lugar de fosfato, se aproxima el fosfato disuelto asumiendo una proporción constante de 1/16 (relación de Redfield) con respecto al nitrato. Dado que las proporciones en la superficie pueden ser altamente variables, examinamos el efecto de las relaciones NO<sub>3</sub><sup>-</sup>:PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> en el delta de pH y encontramos poco efecto en la salida del modelo (Figura S2 del Material Suplementario). Además, se asume que las fuentes y sumideros de alcalinidad a

través de la producción y disolución de carbonatos son proporcionales a la productividad primaria neta local, siguiendo los protocolos OCMIP-2 (Najjar y Orr, 1999).

## 2.4 Fracción de CO<sub>2</sub> de la pesca de arrastre emitida a la atmósfera

La fracción de CO<sub>2</sub> de las actividades de pesca de arrastre emitida a la atmósfera (Figura 1) se calcula como:

$$\text{fracción}(t) = \frac{o_t \times (FCO2_{\text{trawl}}(t) - FCO2_{\text{notrawl}}(t))}{BFCO2(t)}$$

donde  $FCO2_{\text{trawl}}(t)$  es el flujo de CO<sub>2</sub> desde la atmósfera hacia el océano integrado globalmente en una simulación con pesca de arrastre (positivo hacia el océano),  $FCO2_{\text{notrawl}}(t)$  es el flujo de CO<sub>2</sub> desde la atmósfera hacia el océano integrado globalmente en la simulación sin pesca de arrastre, y  $BFCO2(t)$  es la emisión globalmente integrada de CO<sub>2</sub> desde el fondo debido a la pesca de arrastre.

Es importante destacar que  $FCO2_{\text{notrawl}}(t)$  solo depende del modelo utilizado (GISSemis, GISScon o OCIM), mientras que  $FCO2_{\text{trawl}}(t)$  y  $BFCO2(t)$  también dependen del escenario de pesca de arrastre considerado (histórico, pesca de arrastre que cesa en 2030 o pesca de arrastre que cesa en 2070).

## 2.5 Cambios históricos y futuros en el pH

Para cuantificar los cambios históricos en el pH, calculamos un promedio ponderado del pH en los primeros 1000 metros de una región. El promedio ponderado se calcula de la siguiente manera:

$$pH_{\text{ave}} = \frac{\sum_i (o_i \cdot \text{area}_i \cdot pH_i)}{\sum_i (o_i \cdot \text{area}_i)}$$

donde  $o_i$  es un índice para la ubicación de una celda de cuadrícula horizontal del modelo (latitud/longitud),  $\text{area}_i$  es el área oceánica de esa celda de cuadrícula y  $pH_i$  es el promedio vertical del pH en los primeros 1000 metros de esa celda de cuadrícula. Los resultados para el Mar de China

Oriental/Mar de China Meridional informados en el manuscrito son para el cambio promedio en el pH debido a la pesca de arrastre entre 2000-2020. Tomamos este período de promedio para evitar el declive inicial pronunciado en el pH al comienzo de las simulaciones, lo cual es probablemente irrealista dado que las actividades de pesca de arrastre existían antes de 1996.

Es importante destacar que, aunque GISS y OCIM están de acuerdo en las regiones donde los cambios en el pH son más grandes, difieren en la magnitud de estos cambios en algunas ubicaciones. Especialmente para el Mar de China Oriental/Mar de China Meridional, los cambios de pH en OCIM son mayores que los cambios en GISSemis. Estas diferencias probablemente reflejan las diferencias en la forma en que los datos de carbono arrastrado se asignan a las cuadrículas del modelo con diferentes batimetrías, especialmente a medida que esas diferencias se exageran cerca de las líneas costeras donde tiene lugar la mayoría de la pesca de arrastre. Por lo tanto, estas diferencias capturan una verdadera incertidumbre en el cambio de pH en cada región, ya que los modelos son una representación imperfecta de la realidad. También hay diferencias en el pH entre GISS y OCIM debido a diferencias en la química de su estado base.

## 2.6 Incertidumbre

### 2.6.1 Intensidad de la pesca de arrastre

Nuestra estimación de la intensidad de la pesca de arrastre utiliza una huella tridimensional que depende de la estimación tanto del área total arrastrada como de la profundidad de penetración del equipo de pesca de arrastre. Discutimos las fuentes de incertidumbre relevantes para cada una.

En primer lugar, nuestra estimación del área impactada por la pesca de arrastre tiene tres fuentes potenciales de incertidumbre: (1)

incertidumbre en la predicción del modelo de la pesca activa a partir de la información de ubicación derivada de AIS, (2) incertidumbre en la cobertura (es decir, qué fracción de la pesca de arrastre global es observable a través de datos AIS), y (3) incertidumbre en el ancho estimado del arrastre para cada embarcación. Tenemos una alta confianza en que la actividad de pesca de arrastre se ha estimado con precisión para las embarcaciones que llevan AIS porque la red neuronal de Global Fishing Watch es notablemente buena para detectar la pesca activa por parte de los arrastreros (precisión = 0,9, *recall* = 0,89 y *f1-score* = 0,89) (Taconet et al., 2019). Sin embargo, la cobertura de AIS en arrastreros con una longitud total < 15 m es baja (Taconet et al., 2019); en consecuencia, subestimamos la huella total de la pesca de arrastre a nivel mundial porque nuestra estimación no incluye la actividad pesquera de flotas más pequeñas que no están equipadas con AIS. Además, la distribución espacial de las brechas conocidas en la cobertura no es uniforme. Mientras que AIS proporciona patrones espaciales precisos de la actividad pesquera e intensidad para algunas regiones (por ejemplo, Área 21 de la FAO, Atlántico Noroeste y Área 27 de la FAO, Atlántico Noreste), se han identificado brechas importantes en la cobertura en el Mar de la China Oriental (Área 18 de la FAO), Pacífico Central Occidental (Área 71 de la FAO) y el Océano Índico Oriental (Área 57 de la FAO) (Taconet et al., 2019). Por ejemplo, los datos de AIS están prácticamente ausentes en regiones con intensa pesca en el sudeste asiático e Indonesia. Se introduce incertidumbre adicional sobre el área arrastrada por nuestra estimación del ancho del equipo de arrastre, para lo cual utilizamos las relaciones entre el tamaño de la embarcación y la huella reportadas por un estudio sobre la pesca de arrastre en la plataforma continental europea (Eigaard et al., 2016). Es posible que la relación entre el tamaño de la embarcación y la huella de la flota europea difiera de otras flotas globales, pero estos datos no se informan en otros lugares.

En segundo lugar, nuestras estimaciones específicas del equipo para la profundidad de penetración se toman de Hiddink et al. (2017), quienes utilizan una revisión sistemática de la literatura junto con un modelo lineal anidado para predecir la profundidad de penetración para cada componente del equipo en cada tipo de sedimento. Desafortunadamente, Hiddink et al. (2017) no profundizan en el error y la incertidumbre en su modelo para la profundidad de penetración del arrastre.

### 2.6.2 Remineralización de CO<sub>2</sub>

Las estimaciones de existencias de carbono orgánico en el sedimento en el horizonte superior de 1 m se obtuvieron de Atwood et al. (2020), el que representa hasta la fecha el único estudio que cuantifica existencias espacialmente explícitas a escala global hasta 1 m en el sedimento; dicha profundidad es necesaria para estimar los impactos plurianuales de la pesca de arrastre debido a los déficits anuales de sedimentación que, en última instancia, requieren estimaciones de las existencias de carbono orgánico enterradas en capas de sedimento más profundas que las impactadas inmediatamente por el equipo de arrastre. El modelo de Atwood et al. (2020) explicó el 76% de la variación en las existencias de carbono orgánico y tuvo un error cuadrático medio de 7306 Mg km<sup>-2</sup>. Una incertidumbre adicional en las existencias de carbono que se reconoce, pero no se cuantifica, por Atwood et al. (2020) es la variación en las existencias de carbono con la profundidad del sedimento. En muchos casos, Atwood et al. (2020) tuvo que extrapolar las existencias de carbono a 1 m utilizando datos de muestras más superficiales.

La mayor incertidumbre en el modelo de remineralización de CO<sub>2</sub> radica en las estimaciones de las constantes de tasa de degradación de primer orden (valores de *k*). Estudios de campo han demostrado que los valores de *k* pueden variar sustancialmente tanto espacialmente como con la profundidad en el sedimento, y

desafortunadamente, los estudios que examinan los efectos de la pesca de arrastre en la actividad del carbono orgánico y los valores de  $k$  son extremadamente limitados. Utilizamos los valores de  $k$  publicados en Sala et al. (2021), que utilizaron una revisión de la literatura y sitios de validación independientes para caracterizar y generalizar los valores de  $k$  específicos de la región. En sus sitios de validación, el error porcentual promedio del modelo para predecir los flujos de  $\text{CO}_2$  entre el sedimento y el agua varió desde -45% hasta +39% al tener en cuenta el flujo anual de carbono orgánico, con un error absoluto promedio del 23% (Atwood et al., 2023).

Se ha sugerido en estudios que la reactividad del carbono orgánico en los sedimentos subsuperficiales podría ser de uno a dos órdenes de magnitud más baja que la utilizada en Sala et al. (2021) (Epstein et al., 2022; Hiddink et al., 2023). Como resultado, investigamos cómo las reducciones de uno y dos órdenes de magnitud en las tasas de degradación de primer orden de Sala et al. (2021) afectarían las estimaciones de emisiones atmosféricas. Encontramos que las estimaciones de emisiones de Sala et al. (2021) eran relativamente robustas a los cambios en las tasas de degradación de primer orden porque, en el modelo de pesca de arrastre plurianual, las reducciones en este parámetro reducían sustancialmente la disminución de carbono a lo largo del tiempo. Bajo el modelo original de carbono de Sala et al. (2021) ( $k$  global = 2,6), los modelos GISS y OCIM estimaron que la pesca de arrastre emitía hasta  $\sim 0,34\text{-}0,37 \text{ Pg CO}_2 \text{ año}^{-1}$  a la atmósfera. Cuando las tasas de degradación de primer orden se redujeron en un orden de magnitud ( $k$  promedio global = 0,28), lo que resultó en solo una eficiencia de remineralización del carbono perturbado del  $\sim 6,8\%$ , la magnitud de las emisiones atmosféricas permaneció similar al modelo original de Sala et al. (2021) ( $0,19\text{-}0,21 \text{ Pg CO}_2 \text{ año}^{-1}$ , Atwood et al., 2023). Las magnitudes son comparables porque, en el modelo original de Sala et al., (2021), la disminución del carbono

orgánico después de una década de pesca de arrastre resulta en emisiones que son  $\sim 27,2\%$  del flujo del primer año. Por otro lado, cuando las tasas de degradación se reducen, más carbono orgánico permanece en el sistema durante más tiempo, y los cambios en los flujos inducidos por la pesca de arrastre a lo largo del tiempo se estabilizan rápidamente. Sin embargo, una reducción de las tasas de degradación de primer orden en dos órdenes de magnitud ( $k$  promedio global = 0,028; eficiencia de remineralización del 1,2%) sí resulta en una disminución mucho mayor en las emisiones atmosféricas, que se reducen a  $0,02\text{-}0,03 \text{ Pg CO}_2 \text{ año}^{-1}$  (Atwood et al., 2023), o  $\sim 1\%$  de las emisiones globales debidas al cambio en el uso del suelo (Friedlingstein et al., 2020a).

Nuestros modelos no tienen en cuenta los impactos inducidos por la pesca de arrastre en la remineralización del carbono orgánico debido a cambios en la biota del sedimento (Epstein et al., 2022). Aunque el paradigma actual en la ciencia del suelo sugiere que las comunidades microbianas dominan el metabolismo bentónico en los sedimentos marinos, un proceso que se tiene en cuenta en nuestros modelos, los animales sin duda desempeñan un papel clave en el ciclo del carbono en los sedimentos marinos (Snelgrove et al., 2018; LaRowe et al., 2020; Bianchi et al., 2021). Sin embargo, los animales acuáticos y terrestres son universalmente ignorados en los Modelos de Sistemas Terrestres (Schmitz et al., 2018; Snelgrove et al., 2018; Bianchi et al., 2021). La ausencia de animales en los Modelos de Sistemas Terrestres se debe a la falta de predicciones generalizables sobre cómo los cambios en la comunidad animal afectarán probablemente el ciclo del carbono (Schmitz et al., 2018; Schmitz et al., 2023). Se puede argumentar que la pesca de arrastre puede estimular o retardar la remineralización del carbono orgánico a través de sus efectos diversos y a menudo dependientes del contexto en las comunidades de infauna (Epstein et al., 2022). Sin embargo, la considerable mezcla de partículas y el arrastre de sedimentos que

resultan del movimiento del equipo de pesca a través del lecho marino podrían contrarrestar parte de la pérdida potencial de procesos como la bioturbación y la bioirrigación. Sin embargo, se necesitan modelos holísticos que incluyan los efectos indirectos de la pesca de arrastre en la remineralización del carbono orgánico a través de cambios en las comunidades animales para realizar predicciones más precisas, especialmente a escalas

#### **2.6.4 Variabilidad climática interna**

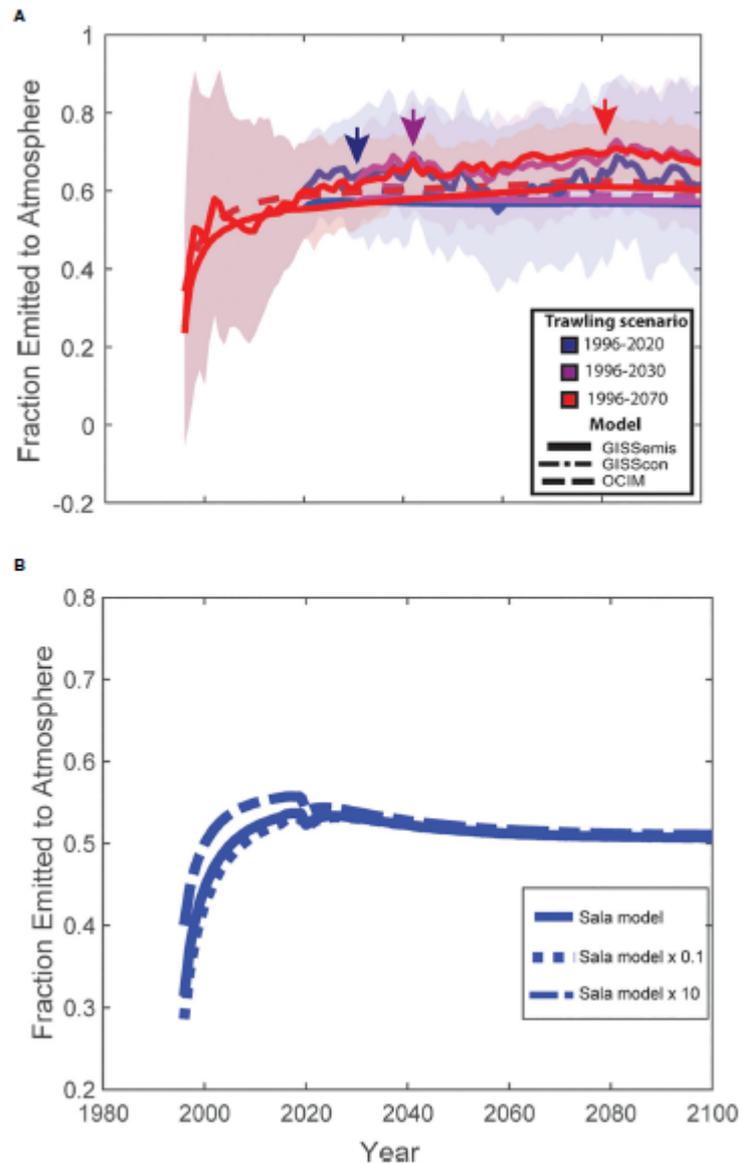
La serie de simulaciones GISSemis tiene como objetivo evaluar la importancia relativa de la respuesta a las emisiones de la pesca de arrastre en comparación con la variabilidad interna del sistema. La media del conjunto está muy cerca de las respuestas de GISScon y OCIM, mientras que la variabilidad interna puede producir una amplia gama de respuestas individuales de los miembros del conjunto que pueden ser  $\pm 20\%$  del promedio del conjunto para el cambio atmosférico de  $\text{CO}_2$  y  $\pm 40\%$  del promedio del conjunto para el cambio del sumidero de carbono en el océano (ver Tabla 1). Sin embargo, esta incertidumbre depende del modelo y podría ser diferente para otros modelos climáticos.

#### **2.6.3 Emisiones atmosféricas**

En cuanto a la respuesta del flujo global de  $\text{CO}_2$  entre el aire y el mar a un patrón de emisiones de pesca de arrastre dado, el acuerdo de los dos modelos sugiere que las estimaciones de

espaciales más pequeñas. Sin embargo, para caracterizar mejor la variabilidad y la incertidumbre en los parámetros del modelo, son muy necesarios más estudios empíricos a gran escala sobre los procesos bióticos y físicos que controlan la retención y remineralización del carbono en los sedimentos marinos, así como cómo estos procesos se ven afectados por la pesca de arrastre.

emisiones atmosféricas son bastante robustas y la variación entre modelos es baja. Sin embargo, debido a la resolución gruesa de los modelos (OCIM: resolución de  $2^\circ$ ; GISS: resolución de  $1^\circ \times 1.25^\circ$ ), las estimaciones regionales tendrán más incertidumbre. Por lo tanto, la mayor incertidumbre en las estimaciones de emisiones atmosféricas proviene de la cuantificación de la remineralización del  $\text{CO}_2$  de los impactos de la pesca de arrastre en el carbono sedimentario (ver incertidumbres arriba). Las emisiones atmosféricas y la cantidad de  $\text{CO}_2$  remineralizado inducido por la pesca de arrastre aumentan linealmente porque la partición aire-mar depende de la escala temporal de circulación y la escala temporal de intercambio de gases, ambas afectadas por la cantidad relativamente pequeña de  $\text{CO}_2$  emitida por la pesca de arrastre en comparación con las emisiones de combustibles fósiles. Por lo tanto, cualquier cambio en la cantidad de  $\text{CO}_2$  generada por la pesca de arrastre resultaría en un cambio proporcionalmente similar en las emisiones atmosféricas de  $\text{CO}_2$ .



**FIGURA 1.** Fracción de CO<sub>2</sub> de la pesca de arrastre emitida a la atmósfera. (A) La fracción de CO<sub>2</sub> de la pesca de arrastre emitida a la atmósfera desde la pesca de arrastre histórica (1996-2020) y proyecciones futuras. Los colores representan diferentes escenarios de pesca de arrastre, con azul indicando la pesca de arrastre histórica de 1996-2020 y cero pesca de arrastre después, magenta indicando un escenario futuro donde la pesca de arrastre se detiene en 2030, y rojo indicando un escenario futuro donde la pesca de arrastre global cesa en 2070. Las líneas continuas son soluciones medias del conjunto de las ejecuciones de GISSemis, las líneas de puntos y rayas son de las ejecuciones de GISScon (a menudo no visibles en el gráfico debido a la superposición con otros puntos de datos), y las líneas discontinuas son de las simulaciones de OCIM. El sombreado representa la variabilidad interna en las simulaciones del conjunto con el modelo GISSemis. Las flechas indican cuándo se libera aproximadamente el 99% de las emisiones totales a la atmósfera después de la pesca de arrastre para cada uno de los tres escenarios de pesca de arrastre. (B) Efecto de la magnitud del flujo de CO<sub>2</sub> en la fracción de CO<sub>2</sub> emitida a la atmósfera. La línea de datos sólida representa el flujo de pesca de arrastre histórica (1996-2020) estimado utilizando el modelo de carbono de Sala et al. (2021), las líneas de puntos representan un aumento arbitrario (modelo Sala x 10) y una disminución (modelo Sala x 0,1) de la estimación del flujo de Sala et al. (2021) en un orden de magnitud. Los modelos representan simulaciones de OCIM.

**Tabla 1.** Diferencia acumulativa entre el flujo neto de CO<sub>2</sub> entre la atmósfera y el océano con y sin pesca de arrastre desde 1996 hasta 2020, y diferencia en el inventario de Carbono Inorgánico Disuelto (CID) en los océanos con y sin pesca de arrastre en 2020 para los tres modelos (OCIM, GISScon y GISSemis).

Modelo	Emisiones acumulativas de CO <sub>2</sub> atmosférico inducidas por la pesca de arrastre desde 1996 hasta 2020 (Pg de CO <sub>2</sub> ).	Aumento del CID en los océanos en 2020 (Pg de CO <sub>2</sub> ).
OCIM	9,01	1,82
GISScon	8,49	1,86
GISSemis	9,23 ± 1,89	1,90 ± 0,76

### 3 Resultados y discusión

Nuestros análisis retrospectivos y prospectivos mostraron que el 55-60% del CO<sub>2</sub> liberado en la columna de agua por la pesca de arrastre en el fondo, que afecta las existencias de carbono en el sedimento, se emite a la atmósfera en aproximadamente 9 años después del evento de pesca de arrastre (Figura 1). Además, encontramos que la fracción de CO<sub>2</sub> que se acumula en la atmósfera se mantuvo en un 55-60% hasta el final de nuestras simulaciones en 2100, independientemente de la magnitud del CO<sub>2</sub> que se predice que se liberará en la columna de agua por la pesca de arrastre (Figura 1). Estos resultados son significativos ya que implican que la fracción del 55-60% se puede aplicar fácilmente para estimar las emisiones de CO<sub>2</sub> inducidas por la pesca de arrastre a la atmósfera bajo una variedad de escenarios históricos y futuros de pesca de arrastre.

Utilizando las estimaciones de Sala et al. (2021) sobre el flujo de sedimentos, nuestros modelos sugieren que la pesca de arrastre podría haber emitido un total de 8,5-9,2 Pg de CO<sub>2</sub> a la atmósfera entre 1996 y 2020 (Tabla 1; Figura 2), contribuyendo con 0,97-1,14 ppm a las concentraciones atmosféricas de CO<sub>2</sub> (Figura 2). Estas emisiones equivaldrían a aproximadamente ~0,34-0,37 Pg de CO<sub>2</sub> por año, lo que es equivalente a ~9-11% de las emisiones globales por cambio en el uso del suelo en 2020 (Friedlingstein et al., 2020b), o casi el doble de las estimaciones de emisiones anuales de combustión de

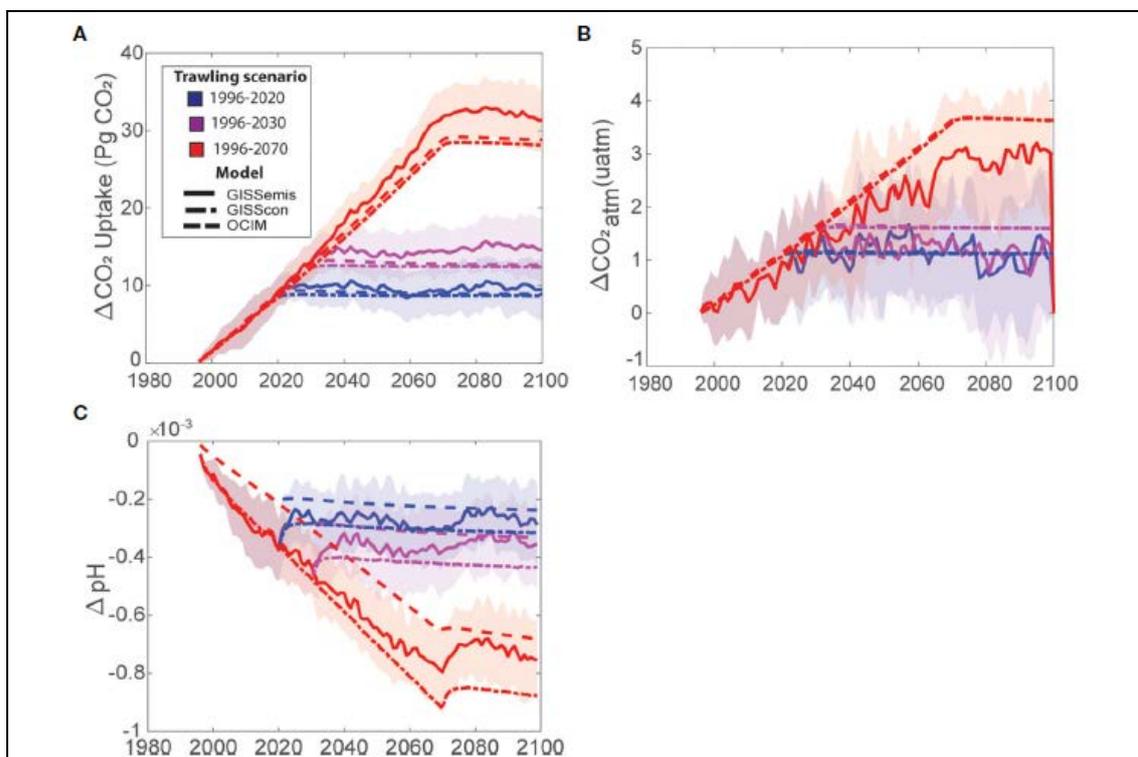
combustibles para toda la flota pesquera global (Parker et al., 2018). Emisiones de pesca de arrastre de esta magnitud sugieren que la protección del carbono orgánico del lecho marino contra el equipo de pesca de arrastre podría ser una solución climática impactante. Por ejemplo, si continuamos pescando de arrastre a las intensidades y distribuciones espaciales actuales, estimamos que la pesca de arrastre en el fondo podría contribuir con un adicional de 0,2-0,5 ppm en las concentraciones atmosféricas de CO<sub>2</sub> para 2030 y 1,03-1,36 ppm para 2070 (Figura 2).

Si las reducciones en la pesca de arrastre pueden adaptarse como una solución climática no solo depende de la magnitud de las reducciones de emisiones, sino también del marco temporal en el cual esas reducciones pueden lograrse. Descubrimos que la liberación de CO<sub>2</sub> inducido por la pesca de arrastre desde el océano hacia la atmósfera ocurrió rápidamente, con aproximadamente el 99% de las emisiones totales ocurriendo dentro de los 7-9 años después de la pesca de arrastre en el fondo (OCIM: 7 años; GISScon: 9 años; GISSemis: 9 años ± 5 años (desviación estándar de los miembros del conjunto)). Cuando las emisiones se incrementaron arbitrariamente en un orden de magnitud, tomó ligeramente menos tiempo (OCIM: ~5 años) para que las emisiones totales se liberaran en la atmósfera. La liberación rápida de CO<sub>2</sub> desde el océano hacia la atmósfera sugiere que la pesca de arrastre histórica solo tiene efectos a corto plazo en las emisiones atmosféricas. Por lo tanto, las políticas que eliminan o limitan significativamente

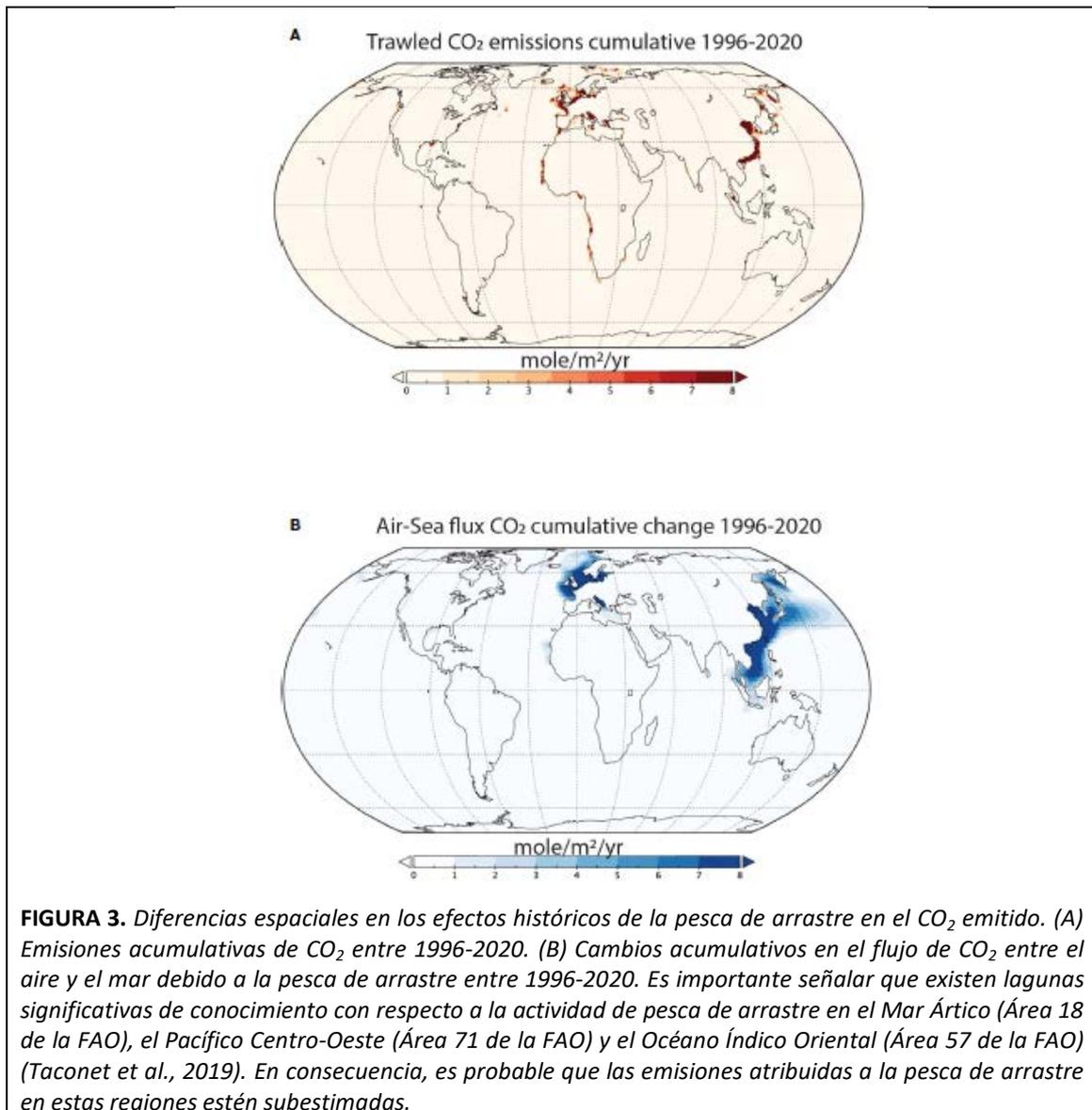
los impactos de la pesca de arrastre en las existencias de carbono sedimentario reducirían rápidamente la contribución de esta industria a las crecientes concentraciones atmosféricas de  $\text{CO}_2$ , con beneficios máximos ocurriendo 7-9 años después de la implementación.

En general, los puntos calientes de emisión de  $\text{CO}_2$  atmosférico coincidieron con áreas donde la pesca de arrastre tenía el impacto más significativo en el carbono bentónico, principalmente el Mar de China Oriental, el Báltico y el Mar del Norte, y el Mar de Groenlandia (Figura 3). Sin embargo, la advección horizontal puede transportar el  $\text{CO}_2$  inducido por la pesca de arrastre y el carbono orgánico resuspendido a otras ubicaciones, lo que

lleva a efectos transfronterizos de la pesca de arrastre en los ciclos de carbono locales. Este fenómeno probablemente explique por qué algunas áreas, como el Mar de China Meridional, el Mar de Noruega y frente a la costa este de Japón en el Océano Pacífico, tenían emisiones atmosféricas más altas de lo esperado según la tasa local de emisiones de pesca de arrastre (Figura 3). Como resultado de estos efectos transfronterizos, no podemos asumir que todas las emisiones atmosféricas dentro de las aguas jurisdiccionales de un país provienen de actividades de pesca de arrastre dentro de esa zona.



**FIGURA 2.** Efectos de la pesca de arrastre en el  $\text{CO}_2$  emitido y en el pH del agua en el fondo. Series temporales de (A) cambio en la captación acumulativa de carbono por el océano debido a la pesca de arrastre, o equivalente a un flujo de  $\text{CO}_2$  hacia la atmósfera, (B) cambio en las concentraciones atmosféricas de  $\text{CO}_2$  debido a la pesca de arrastre en las diferentes simulaciones del modelo (OCIM, GISScon, GISSemis), y (C) cambio en el pH global del océano debido a la pesca de arrastre. Los colores representan diferentes escenarios de pesca de arrastre, con azul indicando pesca de arrastre histórica de 1996 a 2020 y cero pesca de arrastre a partir de entonces, magenta indicando un escenario futuro donde la pesca de arrastre se detiene en 2030, y rojo indicando un escenario futuro donde la pesca de arrastre global cesa en 2070. Las líneas continuas son soluciones medias del conjunto de ejecuciones de GISSemis, las líneas de puntos y rayas son de las ejecuciones de GISScon, y las líneas discontinuas son de las simulaciones de OCIM. El sombreado representa la variabilidad interna en las simulaciones del conjunto con el modelo GISSemis.



Nuestra capacidad para cuantificar la extensión de la flota mundial de pesca de arrastre a lo largo del tiempo y el espacio en este estudio fue limitada en cierta medida. Nuestras estimaciones no capturan las actividades de pesca de arrastre antes de 1996, porque la intensidad y la distribución espacial de la pesca de arrastre antes de esa fecha son desconocidas. Sin embargo, la pesca de arrastre a gran escala comenzó tan temprano como en 1950 y alcanzó su punto máximo en las décadas de 1980 y 1990 (Watson et al., 2006; Watson y Tidd, 2018). Además, nuestro modelo se basa en la base de datos de seguimiento de embarcaciones AIS procesada por Global Fishing Watch (<https://globalfishingwatch.org/>) para derivar

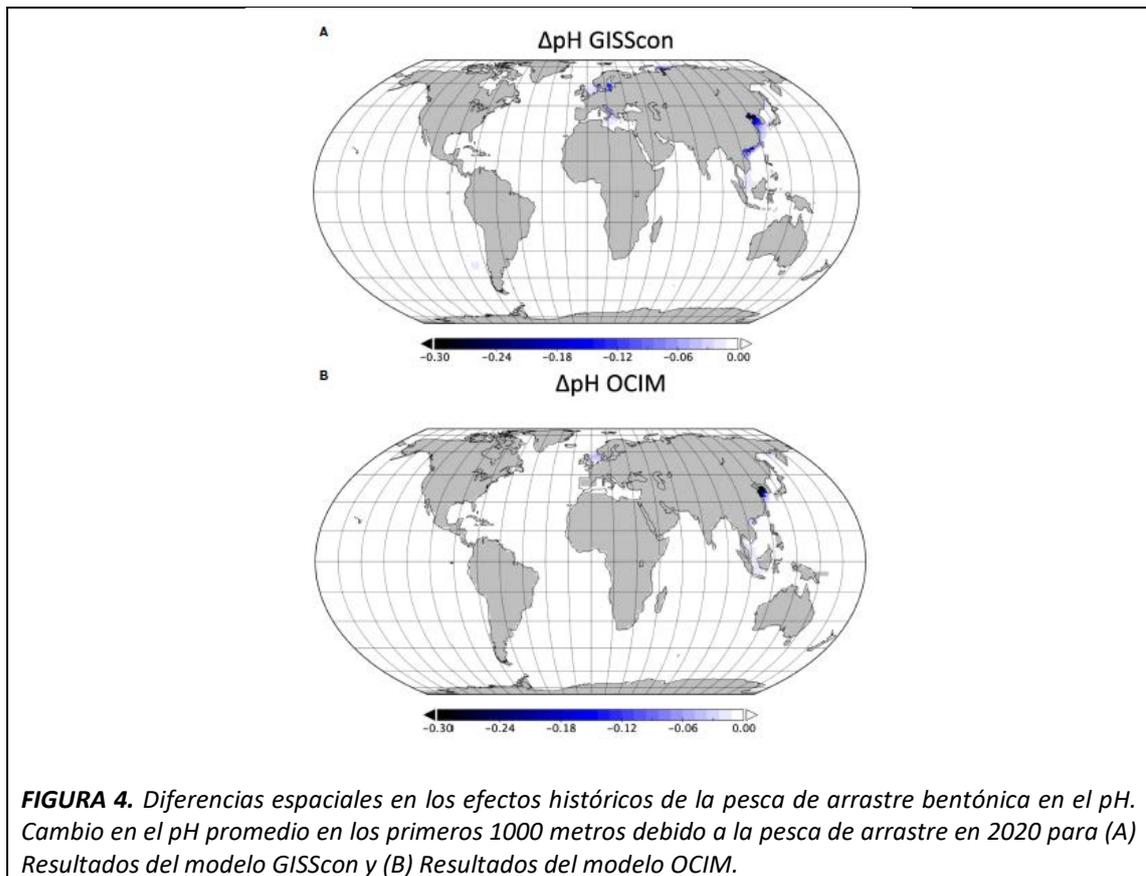
eventos de pesca de arrastre a nivel mundial. Desafortunadamente, la cobertura de AIS es deficiente en algunas áreas con intensa actividad pesquera. Por lo tanto, subestimamos sin duda la actividad de pesca de arrastre en áreas del sudeste asiático, el Golfo de Bengala, el Mar Árabe, partes de Europa y el Golfo de México (Taconet et al., 2019).

Existen incertidumbres adicionales en los parámetros utilizados para estimar la cantidad de carbono orgánico remineralizado después de la pesca de arrastre debido a la falta de estudios de campo rigurosos. Aunque nuestro modelo está parametrizado utilizando los mejores datos

empíricos disponibles (Sala et al., 2021; Atwood et al., 2023), una línea de razonamiento alternativa sostiene que las tasas de degradación de primer orden podrían ser de uno a dos órdenes de magnitud más bajas (Hiddink et al., 2023). Dado que encontramos que las emisiones atmosféricas aumentan linealmente con la cantidad de carbono orgánico remineralizado a  $\text{CO}_2$  disuelto en el agua por la pesca de arrastre, podemos examinar de manera directa la sensibilidad de nuestros resultados a esta suposición alternativa. Aprovechando el hallazgo de Atwood et al. (2023) respecto de que reducir las tasas de degradación de primer orden en un orden de magnitud tiene un efecto insignificante en la magnitud estimada de carbono orgánico remineralizado después de 10 años consecutivos de pesca de arrastre, encontramos que mantener esta reducción en las tasas de degradación de primer orden resulta en una estimación de 0,19-0,21 Pg  $\text{CO}_2$  año<sup>-1</sup> emitido a la atmósfera debido a la pesca de arrastre de fondo entre 1996 y 2020. Una reducción de dos órdenes de magnitud en las tasas de degradación de primer orden resultaría en 0,02-0,03 Pg  $\text{CO}_2$  año<sup>-1</sup> emitido en el mismo período de tiempo, comparable al potencial de mitigación para manejar incendios en bosques templados (Griscom et al., 2017).

En la actualidad, las acciones climáticas destinadas a reducir las emisiones de  $\text{CO}_2$  de prácticas antropogénicas (por ejemplo, mercados de carbono, estándares de energía renovable, esfuerzos de reforestación, etc.) se centran exclusivamente en las emisiones atmosféricas. Sin embargo, estos marcos pasan por alto el impacto total de las actividades de cambio en el uso del océano en el ciclo del carbono, porque ignoran el conjunto de CID que permanece almacenado por el océano. En el caso de la pesca de arrastre, encontramos que el 40-45% de las emisiones acumulativas de  $\text{CO}_2$  inducidas por la pesca de

arrastre permanecían disueltas en el agua de mar, aumentando la acidificación que ya se produce por la quema de combustibles fósiles. Utilizando el modelo de carbono de Sala et al. (2021), encontramos que la pesca de arrastre aumentó el inventario global de CID en  $\sim 1,82$ - $1,90$  Pg C de 1996 a 2020 (Tabla 1). Este carbono inorgánico disuelto adicional de la pesca de arrastre provoca una mayor acidificación del océano con una reducción global en el pH de  $3$ - $5 \times 10^{-4}$  para 2020 (Figura 2). A escala global, una reducción de pH de esa magnitud para 2020 no es significativa en comparación con el efecto de las emisiones antropogénicas debido a los combustibles fósiles. Sin embargo, nuestros modelos sugieren que algunos mares semi-cerrados podrían ser altamente sensibles a una inyección de  $\text{CO}_2$  de actividades antropogénicas. En particular, nuestros modelos mostraron que la pesca de arrastre extensiva podría llevar a una acidificación localizada aumentada en el Mar de China Oriental y Meridional (Figura 4). La disminución del pH en esta región debido a la pesca de arrastre entre 2000 y 2020 (GISSemis:  $-0,034 \pm 0,001$ ; OCIM:  $-0,050$ ) es comparable a la debida al aumento del  $\text{CO}_2$  atmosférico debido a la quema de combustibles fósiles durante el mismo período de tiempo (GISSemis:  $-0,034 \pm 0,004$ ; OCIM:  $-0,020$ ). Una advertencia importante para nuestros hallazgos de pH es que nuestros modelos tienen limitaciones para resolver procesos costeros tanto debido a su baja resolución como a la falta de complejidad biogeoquímica. Sin embargo, considerando que la química del océano puede influir en el desarrollo, la fisiología y el comportamiento de los organismos (Baag y Mandal, 2022), y en última instancia puede afectar la productividad y supervivencia de una especie, los estudios futuros y las políticas deberían considerar los posibles impactos que la pesca de arrastre puede tener en la acidificación localizada del océano.



## Conclusiones

Las soluciones basadas en el océano ofrecen la promesa de cerrar la brecha de emisiones para limitar el aumento de la temperatura global a 1,5°C, al tiempo que respaldan beneficios adicionales como la preservación de la biodiversidad y la seguridad alimentaria (Hoegh-Guldberg et al., 2019; Sala et al., 2021). Sin embargo, las políticas climáticas actuales y los mercados requieren estimaciones de las emisiones atmosféricas evitadas, lo que plantea desafíos para identificar e implementar estas soluciones. Nuestro estudio, que destaca que el 55-60% del CO<sub>2</sub> producido por la pesca de arrastre de fondo se libera a la atmósfera en un plazo de nueve años, se convierte en una herramienta crucial para evaluar la reducción del esfuerzo de la pesca de arrastre de fondo como una solución climática efectiva basada en el océano.

Para refinar las estimaciones de emisiones atmosféricas, es esencial que los estudios de

campo aborden las incertidumbres en nuestra comprensión de cómo la pesca de arrastre de fondo influye en los procesos biológicos y físicos que rigen la remineralización y preservación del carbono. Además, la incorporación de modelos regionales de alta resolución que resuelvan procesos a pequeña escala, como las corrientes locales, será fundamental para proporcionar estimaciones de emisiones más precisas a escalas pertinentes para las consideraciones de políticas locales. Por último, nuestros hallazgos enfatizan la necesidad de que las políticas eviten centrarse exclusivamente en las emisiones atmosféricas evitadas, ya que nuestros resultados muestran que los aumentos inducidos por la pesca de arrastre de fondo en el Carbono Inorgánico Disuelto (CID) en el agua de mar podrían tener graves implicaciones para la acidificación oceánica local o regional.

## Declaración de disponibilidad de datos

Los conjuntos de datos presentados en este estudio se pueden encontrar en repositorios en

línea. Los nombres de los repositorios y el/los número(s) de acceso son los siguientes. Los datos sobre las existencias de carbono sedimentario marino están disponibles en [https://figshare.com/articles/dataset/marine\\_soil\\_carbon/9941816](https://figshare.com/articles/dataset/marine_soil_carbon/9941816). Los datos sobre las proporciones de volumen barrido y la actividad de pesca de arrastre están disponibles al contactar a Global Fishing a [research@globalfishingwatch.org](mailto:research@globalfishingwatch.org). El código para los modelos GISS está disponible en TrawlingExpts2023 en <http://simplex.giss.nasa.gov>; para acceder al repositorio [simplex.giss.nasa.gov](http://simplex.giss.nasa.gov), envíe un correo electrónico a [anastasia.romanou@nasa.gov](mailto:anastasia.romanou@nasa.gov). El código OCIM está disponible mediante solicitud por correo electrónico a TD en [tdevries@geog.ucsb.edu](mailto:tdevries@geog.ucsb.edu). Todos los datos utilizados para este estudio y las figuras se pueden encontrar en el portal del Centro para la Simulación del Clima de la NASA: [https://portal.nccs.nasa.gov/datashare/modelE\\_oean/Atwood\\_etal2023\\_paper\\_data](https://portal.nccs.nasa.gov/datashare/modelE_oean/Atwood_etal2023_paper_data).

### **Contribuciones de los autores**

Todos los autores contribuyeron a la conceptualización y diseño del estudio. AR, PL, TD y JM llevaron a cabo los análisis de datos. TA redactó el borrador original del manuscrito y todos los autores contribuyeron a la revisión y edición. Todos los autores contribuyeron al artículo y aprobaron la versión presentada.

### **Financiamiento**

Los autores declaran que recibieron apoyo financiero para la investigación, autoría y/o publicación de este artículo. TA, JM, DB, RC y ES agradecen el financiamiento de National Geographic Pristine Seas. TA fue financiado por una Beca de Investigación de Carrera Temprana del Programa de Investigación del Golfo de las Academias Nacionales de Ciencias, Ingeniería y Medicina (el contenido es responsabilidad exclusiva de los autores y no necesariamente representa las opiniones oficiales del Programa de

Investigación del Golfo de las Academias Nacionales de Ciencias, Ingeniería y Medicina). TD fue financiado por la National Science Foundation bajo la subvención OCE-1948955. AR, PL y GS fueron respaldados por el Programa de Modelado, Análisis y Predicción de la NASA y por el Programa de Computación de Alto Rendimiento a través del Centro de Simulación del Clima de la NASA en el Goddard Space Flight Center.

### **Agradecimientos**

Agradecemos a Y. Rousseau por sus aportes sobre patrones temporales en la pesca de arrastre.

### **Conflictos de interés**

Los autores declaran que la investigación se llevó a cabo en ausencia de cualquier relación comercial o financiera que pudiera interpretarse como un posible conflicto de interés.

### **Nota del editor**

Todas las afirmaciones expresadas en este artículo son únicamente responsabilidad de los autores y no representan necesariamente las de sus organizaciones afiliadas, ni las del editor, los editores y los revisores. Cualquier producto que pueda ser evaluado en este artículo, o cualquier afirmación que pueda hacer su fabricante, no está garantizado ni respaldado por el editor.

### **Material suplementario**

El material suplementario para este artículo se puede encontrar en línea en: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fmars.2023.1125137/full#supplementary-material>.

### **Bibliografía**

Amoroso, R. O., Pitcher, C. R., Rijnsdorp, A. D., McConnaughey, R. A., Parma, A. M., Suuronen, P., et al. (2018). Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. *Proc. Natl.*

- Acad. Sci. 115, E10275–E10282. doi: 10.1073/pnas.1802379115.
- Atwood, T., Sala, E., Mayorga, J., Bradley, D., Cabral, R. B., Auber, A., et al. (2023). Response to comment on “Quantifying the carbon benefits of ending bottom trawling. *Nature* 617, E3–E5. doi: 10.1038/s41586-023-06015-6
- Atwood, T. B., Witt, A., Mayorga, J., Hammill, E., and Sala, E. (2020). Global patterns in marine sediment carbon stocks. *Front. Mar. Sci.* 7. doi: 10.3389/fmars.2020.00165
- Baag, S., and Mandal, S. (2022). Combined effects of ocean warming and acidification on marine fish and shellfish: A molecule to ecosystem perspective. *Sci. Total Environ.* 802. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.149807
- Bianchi, T. S., Aller, R. C., Atwood, T. B., Brown, C. J., Buatois, L. A., Levin, L. A., et al. (2021). What global biogeochemical consequences will marine animal-sediment interactions have during climate change. *Elem. Sci. Anth.* 9, 1–25. doi: 10.1525/elementa.2020.00180
- Burdige, D. J. (2007). Preservation of organic matter in marine sediments: Controls, mechanisms, and an imbalance in sediment organic carbon budgets? *Chem. Rev.* 107, 467–485. doi: 10.1021/cr050347q
- DeVries, T. (2014). The oceanic anthropogenic CO<sub>2</sub> sink: Storage, air-sea fluxes, and transports over the industrial era. *Global Biogeochem. Cycles* 28, 631–647. doi: 10.1002/2013GB004739
- Dounas, C., Davies, I., Triantafyllou, G., Koulouri, P., Petihakis, G., Arvanitidis, C., et al. (2007). Large-scale impacts of bottom trawling on shelf primary productivity. *Cont. Shelf Res.* 27, 2198–2210. doi: 10.1016/j.csr.2007.05.006
- Eigaard, O. R., Bastardie, F., Breen, M., Dinesen, G. E., Hintzen, N. T., Laffargue, P., et al. (2016). Estimating seabed pressure from demersal trawls, seines, and dredges based on gear design and dimensions. *ICES J. Mar. Sci.* 73, i27–i43. doi: 10.1093/icesjms/fsv099
- 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. *Glob. Change Biol.* 28, 2875–2894. doi: 10.1111/gcb.16105
- Friedlingstein, P., O’Sullivan, M., Jones, M., Andrew, R., Hauck, J., Olsen, A., et al. (2020a). Global carbon budget 2021. Preprint 10.5194/es, 1–3. doi: 10.5194/essd-2020-286
- Friedlingstein, P., O’Sullivan, M., Jones, M. W., Andrew, R. M., Hauck, J., Olsen, A., et al. (2020b). Global carbon budget 2020. *Earth Syst. Sci. Data* 12, 3269–3340. doi: 10.5194/essd-12-3269-2020
- Garcia, H. E., Weathers, K. W., Paver, C. R., Smolyar, I. V., Boyer, T. P., Locarnini, R. A., et al. (2019). “Dissolved inorganic nutrients (phosphate, nitrate and nitrate + nitrite, silicate,” in *World atlas 2018*. Ed. A. V. Mishonov (Silver Springs, MD: USA Department of Commerce), 35. NOAA Atlas NESDIS 84.
- Gregg, W. W., and Casey, N. W. (2007). Modeling coccolithophores in the global oceans. *Deep. Res. Part II Top. Stud. Oceanogr.* 54, 447–477. doi: 10.1016/j.dsr2.2006.12.007
- Griscom, B. W., Adams, J., Ellis, P. W., Houghton, R. A., Lomax, G., Miteva, D. A., et al. (2017). Natural climate solutions. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, 11645–11650. doi: 10.1073/pnas.1710465114
- Hiddink, J. G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C. L., Hughes, K. M., Ellis, N., et al. (2017). Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 114, 8301–8306. doi: 10.1073/pnas.1618858114
- Hiddink, J. G., van de Velde, S., McConnaughey, R. A., De Borger, E., O’Neill, F. G., Tiano, J., et al. (2023). Quantifying the carbon benefits of ending bottom trawling. *Nature* 617, E1–E2. doi: 10.1038/s41586-023-06014-7
- Hoegh-Guldberg, O., Northrop, E., and Lubchenco, J. (2019). The ocean is key to achieving climate and societal goal. *Science* 365, 1372–1374. doi: 10.1126/science.aaz4390
- Holzer, M., DeVries, T., and de Lavergne, C. (2021). Diffusion controls the ventilation of a Pacific

- Shadow Zone above abyssal overturning. *Nat. Commun.* 12, 1–13. doi: 10.1038/s41467-021-24648-x
- IPCC (2022). *Climate change 2022: impacts, adaptation, and vulnerability. contribution of working group ii to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change.* H.-O. Pörtner, D. C. Roberts, M. Tignor, E. S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem and B. Rama (eds.). (Cambridge, UK and New York, NY, USA: Cambridge University Press), 3056 pp. doi: 10.1017/9781009325844
- Ito, G., Romanou, A., Kiang, N. Y., Faluvegi, G., Aleinov, I., Ruedy, R., et al. (2020). Global carbon cycle and climate feedbacks in the NASA GISS ModelE2.1. *J. Adv. Model. Earth Syst.* 12, 1–44. doi: 10.1029/2019MS002030
- LaRowe, D. E., Arndt, S., Bradley, J. A., Estes, E. R., Hoarfrost, A., Lang, S. Q., et al. (2020). The fate of organic carbon in marine sediments - New insights from recent data and analysis. *Earth-Science Rev.* 204, 103146. doi: 10.1016/j.earscirev.2020.103146
- Lerner, P., Romanou, A., Kelley, M., Romanski, J., Ruedy, R., and Russell, G. (2021). Drivers of air-sea CO<sub>2</sub> flux seasonality and its long-term changes in the NASA-GISS model CMIP6 submission. *J. Adv. Model. Earth Syst.* 13, 1–33. doi: 10.1029/2019MS002028
- Levin, L. A., Wei, C. L., Dunn, D. C., Amon, D. J., Ashford, O. S., Cheung, W. W. L., et al. (2020). Climate change considerations are fundamental to management of deepsea resource extraction. *Glob. Change Biol.* 26, 4664–4678. doi: 10.1111/gcb.15223
- Locarnini, R. A., Mishonov, A. V., Baranova, O. K., Boyer, T. P., Zweng, M. M., Garcia, H. E., et al. (2019). *World ocean atlas 2018*, volume 1: temperature. Ed. A. Mishonov (Silver Springs, MD: USA Department of Commerce).
- Luisetti, T., Ferrini, S., Grilli, G., Jickells, T. D., Kennedy, H., Kröger, S., et al. (2020). Climate action requires new accounting guidance and governance frameworks to manage carbon in shelf seas. *Nat. Commun.* 11, 1–10. doi: 10.1038/s41467-020-18242-w
- Meinshausen, M., Nicholls, Z., Lewis, J., Gidden, M., Vogel, E., Freund, M., et al. (2020). The SSP greenhouse gas concentrations and their extensions to 2500. *Geosci. Model. Dev. Discuss.* 13, 3571–3605. doi: 10.5194/gmd-13-3571-2020
- Miller, R. L., Schmidt, G. A., Nazarenko, L. S., Bauer, S. E., Kelley, M., Ruedy, R., et al. (2021). CMIP6 historical simulations, (1850–2014) with GISS-E2.1. *J. Adv. Model. Earth Syst.* 13, 1–35. doi: 10.1029/2019MS002034
- Najjar, R., and Orr, J. (1999). “Design of ocmip-2 simulations of chlorofluorocarbons, the solubility pump and common biogeochemistry [OCMIP-2 Protocols],” in OCMIP web applications. (Silver Springs, MD: USA Department of Commerce). Available at: [http://ocmip5.ipsl.fr/documentation/OCMIP/p\\_hase2/](http://ocmip5.ipsl.fr/documentation/OCMIP/p_hase2/).
- Olsen, A., Key, R. M., Van Heuven, S., Lauvset, S. K., Velo, A., Lin, X., et al. (2016). The global ocean data analysis project version 2 (GLODAPv2) - An internally consistent data product for the world ocean. *Earth Syst. Sci. Data* 8, 297–323. doi: 10.5194/essd-8-297-2016
- O’Neill, B. C., Tebaldi, C., Van Vuuren, D. P., Eyring, V., Friedlingstein, P., Hurtt, G., et al. (2016). The scenario model intercomparison project (ScenarioMIP) for CMIP6. *Geosci. Model. Dev.* 9, 3461–3482. doi: 10.5194/gmd-9-3461-2016
- Orr, J. C., Najjar, R. G., Aumont, O., Bopp, L., Bullister, J. L., Danabasoglu, G., et al. (2017). Biogeochemical protocols and diagnostics for the CMIP6 ocean model intercomparison project (OMIP). *J. Geophys. Res. Atmos.* 112, 2169–2199. doi: 10.1029/2007JD008643
- Paradis, S., Goñi, M., Masqué, P., Durán, R., Arjona-Camas, M., Palanques, A., et al. (2021). Persistence of biogeochemical alterations of deep-sea sediments by bottom trawling. *Geophys. Res. Lett.* 48, 1–12. doi: 10.1029/2020gl091279

- Parker, R. W. R., Blanchard, J. L., Gardner, C., Green, B. S., Hartmann, K., Tyedmers, P. H., et al. (2018). Fuel use and greenhouse gas emissions of world fisheries. *Nat. Clim. Change* 8, 333–337. doi: 10.1038/s41558-018-0117-x
- Pauly, D., Zeller, D., and Palomares, M. L. D. (2020). *Sea around us concepts, design and data*. (Silver Springs, MD: USA Department of Commerce).
- Romanou, A., Gregg, W. W., Romanski, J., Kelley, M., Bleck, R., Healy, R., et al. (2013). Natural air-sea flux of CO<sub>2</sub> in simulations of the NASA-GISS climate model: Sensitivity to the physical ocean model formulation. *Ocean Model.* 66, 26–44. doi: 10.1016/j.ocemod.2013.01.008
- Rousseau, Y., Watson, R. A., Blanchard, J. L., and Fulton, E. A. (2019). Evolution of global marine fishing fleets and the response of fished resources. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 116, 12238–12243. doi: 10.1073/pnas.1820344116
- Sala, E., Mayorga, J., Bradley, D., Cabral, R. B., Atwood, T. B., Auber, A., et al. (2021). Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. *Nature* 592, E25. doi: 10.1038/s41586-021-03496-1
- Schmitz, O. J., Sylvén, M., Atwood, T. B., Bakker, E. S., Berzaghi, F., Brodie, J. F., et al. (2023). Trophic rewilding can expand natural climate solutions. *Nat. Clim. Chang.* 13, 324–333. doi: 10.1038/s41558-023-01631-6
- Schmitz, O. J., Wilmers, C. C., Leroux, S. J., Doughty, C. E., Atwood, T. B., Galetti, M., et al. (2018). Animals and the zoogeography of the carbon cycle. *Sci. (80-. ).* 362, eaar3213. doi: 10.1126/science.aar3213
- Siegel, D. A., Devries, T., Doney, S. C., and Bell, T. (2021). Assessing the sequestration time scales of some ocean-based carbon dioxide reduction strategies. *Environ. Res. Lett.* 16, 104003. doi: 10.1088/1748-9326/ac0be0
- Snelgrove, P. V. R., Soetaert, K., Solan, M., Thrush, S., Wei, C. L., Danovaro, R., et al. (2018). Global carbon cycling on a heterogeneous seafloor. *Trends Ecol. Evol.* 33, 96–105. doi: 10.1016/j.tree.2017.11.004
- Taconet, M., Kroodsma, D., and Fernandes, J. A. (2019). *Global atlas of AIS-based fishing activity-Challenges and opportunities* (FAO: Rome).
- van Heuven, S., Pierrot, D., Rae, J. W. B., Lewis, E., and Wallace, D. W. R. (2011). *CO2SYS v 1.1 : MATLAB program developed for CO2 system calculations*. ORNL/CDIAC-105b. (Silver Springs, MD: USA Department of Commerce). doi: 10.3334/CDIAC/otg.CO2SYS\_MATLAB\_v1.1
- Watson, R. A. (2017). A database of global marine commercial, small-scale, illegal and unreported fisheries catch 1950-2014. *Sci. Data* 4, 1–9. doi: 10.1038/sdata.2017.39
- Watson, R., Revenga, C., and Kura, Y. (2006). Fishing gear associated with global marine catches. II. Trends in trawling and dredging. *Fish. Res.* 79, 103–111. doi: 10.1016/j.fishres.2006.01.013
- Watson, R. A., and Tidd, A. (2018). Mapping nearly a century and a half of global marine fishing: 1869–2015. *Mar. Pol icy* 93, 171–177. doi: 10.1016/j.marpol.2018.04.023
- Wilkinson, G. M., Besterman, A., Buelo, C., Gephart, J., and Pace, M. L. (2018). A synthesis of modern organic carbon accumulation rates in coastal and aquatic inland ecosystems. *Sci. Rep.* 8, 1–9. doi: 10.1038/s41598-018-34126-y
- Zweng, M. M., Reagan, J. R., Seidov, D., Boyer, T. P., Locarnini, R. A., Garcia, A. V., et al. (2018). *World ocean atlas 2018 volume 2 : salinity* Ed. A. Mishonov (Silver Springs, MD: USA Department of Commerce).