

LAS ESPECIES INTRODUCIDAS COMO PROBLEMA DE CONSERVACIÓN EN EL MEDIO MARINO:

**ECOLOGÍA, EVIDENCIA Y CONTROVERSIAS EN
LA LITERATURA.**

Agustín Patocchi



Director: Dr. Patricio Pereyra

Co director: Dra. Paula de la Barra

Licenciatura en Biología Marina

**Facultad de Ciencias Marinas
Universidad Nacional del Comahue
2026**

LAS ESPECIES INTRODUCIDAS
COMO PROBLEMA DE CONSERVACIÓN EN EL
MEDIO MARINO:
ECOLOGÍA, EVIDENCIA Y CONTROVERSIAS EN
LA LITERATURA.

Patocchi Agustín



Director: Dr. Patricio Pereyra



Co director: Dra. Paula de la Barra



Licenciatura en Biología Marina

Facultad de Ciencias Marinas,

Universidad Nacional del Comahue



A mi loca familia.



AGRADECIMIENTOS

Esta sección debería revisitar todos los momentos y personas que me permitieron llevar a cabo esta tesis. Creo, sin embargo, que esta tarea es imposible. No solo porque no tengo una respuesta absoluta y justa, sino porque espero que todo eso se vea reflejado en estas páginas, en mi genuino intento de buscar respuestas que, aunque puedan ser erróneas, siempre nacieron junto a otros, como una inevitable consecuencia.

Un pueblito ventoso y gris,

paso a ser mi pueblo, ventoso y gris.

Atestado en verano, fantasmal en invierno; frío pero caluroso, reaccionario y conservador.

Pileta cristalina y olas brasileiras, cárcel viral y paraíso prístino.

Acá, un cielo gris pronto se torna carmesí, luego coral, para finalmente desaparecer.

Pero de la embriagante heterodoxia cotidiana, constantes externas se vuelven dogmáticas.

Mi familia, mis amigos, mi universidad, mis directores, mi pueblo, mi país, mi mar.

Mis grandes compañías en este intento de transitar este mundo natural.

Y, por qué no, tener el privilegio de buscar comprender atisbos de él.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
2.1 Revisión de la evidencia de extinciones atribuibles a EI	9
2.2 Análisis de impactos ecológicos de las EI	17
2.2.1 Selección y extracción de datos	17
2.2.3 Tamaño de efecto y análisis de datos	23
3. RESULTADOS.....	26
3.1 Extinciones Marinas.....	26
3.1.1 Plausibilidad entre estresores	27
3.1.2 Evidencia causal.....	30
3.2 Impactos	35
3.2.1 Sesgos taxonómico de las EI estudiadas	35
3.2.2 Sesgos geográficos.....	35
3.2.3 Efectos sobre especies y comunidades nativas	38
3.2.4 Elección del tipo de control.....	39
3.2.5 Elección de control y efecto	40
3.2.6 Tipo de metodología.....	44
4. DISCUSIÓN.....	46
BIBLIOGRAFÍA.....	62

RESUMEN

Las especies introducidas (EI) son frecuentemente consideradas una de las principales amenazas para la biodiversidad debido a sus impactos ecológicos. Este trabajo sintetiza la evidencia empírica sobre sus impactos en sistemas marinos, integrando registros de extinción y evaluaciones cuantitativas a partir de una revisión bibliográfica. Los resultados muestran que la evidencia es fragmentada, heterogénea y presenta vacíos. Los registros de extinciones son mayoritariamente débiles (85,7% basados en opinión de expertos), mientras que las extirpaciones se sustentan principalmente en evidencia correlacional discreta (36%) y opinión de expertos (32%). Asimismo, se identifican sesgos geográficos (66,9 % en el hemisferio norte) y taxonómicos: 7 de las 76 EI marinas evaluadas concentran el 31,37% de los estudios. A nivel metodológico, los diseños de efectos directos muestran baja heterogeneidad en el tamaño de efecto que detectan ($I^2 \approx 8\%$) y una alta proporción de resultados no significativos (92%), sin una direccionalidad consistente. En contraste, los efectos de mayor magnitud y variabilidad ($I^2 \approx 50\text{--}54\%$) se concentran en diseños comparativos que contrastan estados ecológicos alternativos, frecuentemente definidos en relación con condiciones históricas o estructuralmente distintas. En conjunto, estos resultados, lejos de negar la posibilidad que algunas especies puedan ocasionar costos ecológicos, sugieren que la evidencia disponible no sustenta de manera concluyente la existencia de un impacto ecológico negativo global de las EI en sistemas marinos, y que una parte importante de la heterogeneidad de efectos observada podría responder a los contrastes metodológicos empleados. En este sentido, los impactos reportados reflejan en muchos casos desviaciones respecto a estados históricos más que efectos ecológicos directos consistentes, lo que cuestiona su interpretación como indicador generalizado de degradación en un océano sujeto a cambios abióticos acelerados.

Palabras clave: especies introducidas marinas; impacto ecológico; extinciones; revisión

ABSTRACT

Introduced species (IS) are frequently considered one of the main threats to biodiversity due to their ecological impacts. This study synthesizes empirical evidence on their impacts in marine systems, integrating extinction records and quantitative assessments through a literature review. The results show that the available evidence is fragmented, heterogeneous, and contains important gaps. Records of extinctions are mostly weak (85.7% based on expert opinion), while evidence of extirpation relies primarily on discrete correlational evidence (36%) and expert opinion (32%). Geographic (66.9% of studies are made in the Northern Hemisphere) and taxonomic biases were also identified: 7 out of the 76 evaluated marine IS account for 31.37% of the studies. From a methodological perspective, direct-effect designs show low heterogeneity in the effect size they detect ($I^2 \approx 8\%$) and a high proportion of non-significant results (92%), with no consistent directionality. In contrast, effects of greater magnitude and variability ($I^2 \approx 50\text{--}54\%$) are concentrated in comparative designs that contrast alternative ecological states, often defined relative to historical or structurally different conditions. Overall, these results do not dismiss the possibility that some species may cause detrimental ecological effects, but they suggest that the available evidence does not conclusively support the existence of a consistent global negative ecological impact of IS in marine systems, and that a substantial part of the observed heterogeneity in effect size is driven by methodological contrasts. In this context, reported impacts often reflect deviations from historical states rather than consistent direct ecological effects, calling into question their interpretation as a generalized indicator of degradation in an ocean subject to rapid abiotic change.

Keywords: marine introduced species; ecological impact; extinctions; review

INTRODUCCIÓN

El estudio de las especies introducidas (EI) ha cobrado gran relevancia en los últimos 50 años, lo que permitió que se consolide como un campo particular dentro de la ecología y la biología de la conservación (Richardson y Pyšek 2007): la ecología de invasiones. Este interés creció en paralelo -y debido a- la actividad humana, que provocó que la frecuencia de introducción de especies en distintas regiones aumente exponencialmente, sin signos de desaceleración (Seebens et al. 2017, 2025).

Así, las invasiones biológicas han pasado a ser consideradas una amenaza global, principalmente debido a los impactos ecológicos, económicos y socioculturales atribuidos a algunas EI (Ricciardi et al. 2013, Early et al. 2016, Blackburn et al. 2019, Hogue y Breon 2022, Roy et al. 2024a, Haubrock et al. 2025)). En este contexto, se suele identificar a las EI como el segundo estresor asociado a extinciones (Bellard et al. 2016), o como uno de los varios estresores involucrados (Clavero y García-Berthou 2005, Blackburn et al. 2019, Roy et al. 2024b, Saban y Wiens 2025). También son frecuentemente catalogadas como uno de los estresores globales para la biodiversidad (Wilcove et al. 1998, Simberloff 2005, Butchart et al. 2010, Jaureguiberry et al. 2022)). Por lo que, en conjunto, las EI son consideradas un problema o riesgo de conservación.

En el intento por entender este fenómeno, se han propuesto numerosas hipótesis orientadas a explicar tanto el éxito de las EI en su dispersión y establecimiento, como sus efectos sobre las comunidades receptoras (Catford et al. 2009, Enders et al. 2020). Y no sólo los conceptos, sino que las hipótesis que buscan explicar el fenómeno adolecen de redundancia teórica (Catford et al. 2009). Sin embargo, tanto el apoyo empírico de estas hipótesis (Jeschke et al. 2012, 2021), como la evidencia que sustenta ciertas creencias, como por ejemplo que las EI extinguieron vertebrados en Australia, resulta mixta o débil (Wallach y Lundgren 2025). Dado esto, existen

cuestionamientos al planteamiento de que las EI cuentan con reglas únicas y específicas distinguibles del resto de las especies (Moles et al. 2012, Sagoff 2020), es decir a si el origen *per se* de las EI está asociado a su éxito o a sus efectos en los ecosistemas (Davis et al. 2011, Ricciardi et al. 2013, Boltovskoy et al. 2021, Lundgren et al. 2024).

En un contexto donde la investigación sobre invasiones biológicas está situada en la intersección entre las ciencias naturales y sociales (Vaz et al. 2017, Bortolus y Schwindt 2022) principalmente en la categorización de los impactos de las EI (Simberloff et al. 2013), los límites de cómo interpretar dichos impactos se vuelven difusos: bases de datos globales y evaluaciones de impacto promovidas por organismos internacionales son utilizadas en estudios académicos (Bellard et al. 2016, Dueñas et al. 2021, Hogue y Breon 2022), al mismo tiempo que resultados científicos son recomendados para ser incorporados en herramientas de gestión y procesos de toma de decisiones (Simberloff et al. 2013, Pyšek et al. 2020, Tickner et al. 2020, Bortolus y Schwindt 2022, Soto et al. 2024).

Se debaten a su vez las definiciones y percepciones de impactos dependiendo en las perspectivas ecológicas, económicas y culturales, por ejemplo, al discutir los términos “especie introducida” e “invasora” (Ricciardi et al. 2013, Mattingly et al. 2020, Pereyra et al. 2024, 2025, Simberloff et al. 2024). Mientras que en ciertos enfoques el término invasora se asocia principalmente a la capacidad de dispersión y establecimiento (Soto et al. 2024), al considerar otros enfoques, especialmente aquellos vinculados al manejo y la gestión (Roy et al. 2024), incorpora explícitamente el criterio de impacto negativo como parte de su definición (Pyšek et al. 2020).

Pese a estas discrepancias, el impacto ecológico continúa siendo un eje importante tanto en la investigación como en la gestión. Este puede ser entendido como una segunda dimensión dentro

del estudio de las invasiones (Soto et al. 2024) o como un criterio fundamental en la toma de decisiones (Robertson et al. 2021). Sin embargo, su uso en el campo disciplinar presenta matices. En términos generales, el impacto ecológico ha sido descrito como una alteración de las interacciones entre especies relativo a condiciones preindustriales, pudiendo manifestarse como efectos negativos o neutros (Soto et al. 2024), o como una “disrupción del equilibrio natural” (Haubrock et al. 2025) bajo diversos mecanismos (Buckley y Catford 2016). Análisis de revisión prefieren definir el concepto como “cualquier cambio medible [producido por una especie introducida]” (Carneiro et al. 2025). En este sentido, la categorización y conceptualización del impacto resultan fundamentales, ya que sus implicancias exceden la teoría ecológica y se proyectan sobre la gestión y la formulación de políticas (Boltovskoy et al. 2018). Asimismo, dado que distintas hipótesis pueden “explicar al menos algunos impactos en algunas situaciones” (Ricciardi et al. 2013), que estos efectos son altamente dependientes del contexto (Boltovskoy et al. 2021, Haubrock et al. 2024) y que la evidencia disponible sobre su rol en procesos de extinción es no solo limitada sino también inconsistente (Correa y Boltovskoy 2023), se vuelve menester analizar cómo se describen, clasifican e interpretan los impactos reportados. Por ejemplo, decisiones metodológicas aparentemente simples, como incluir o excluir a la propia EI en el cálculo de métricas comunitarias, pueden modificar sustancialmente la magnitud e incluso la dirección del efecto estimado, pudiendo una misma especie ser interpretada como de alto impacto o sin efecto dependiendo del enfoque analítico utilizado (Thomsen et al. 2016). Esto es especialmente relevante considerando el rol del impacto como problemática o riesgo para la biodiversidad global (Molnar et al. 2008, Ricciardi et al. 2013, Simberloff 2013, Early et al. 2016, Pyšek et al. 2020, Jaureguiberry et al. 2022, Haubrock et al. 2024, Roy et al. 2024a).

El ambiente marino constituye un caso particularmente relevante para abordar estos debates. La actividad humana actúa como un vector clave en la introducción de especies a través de múltiples vías, como el transporte marítimo (“biofouling” y agua de lastre; Bailey 2015), los canales interoceánicos (Galil et al. 2015), la acuicultura (Grosholz et al. 2015) y el comercio de organismos (Carlton et al. 2005). De esta manera muchas EI se volvieron parte estructural de las comunidades marinas (Sax 2002, Sax y Gaines 2003) pero así como ocurre en los ambientes terrestres, las EI marinas son frecuentemente señaladas de ocasionar impactos en detrimento de los ecosistemas naturales, desplazando especies nativas, cambiando estructuras de comunidades y dañando economías (Molnar et al. 2008). No obstante, gran parte de los marcos conceptuales se han desarrollado a partir de observaciones en ecosistemas terrestres o de agua dulce, con baja representación del medio marino (Enders et al. 2020). En este sentido, así como se han documentado sesgos taxonómicos y geográficos en ambientes terrestres (Vilà et al. 2010), la evaluación de los impactos ecológicos en sistemas marinos se encuentra atravesada por esta misma lógica (Watkins et al. 2021).

Así, en este trabajo, asumiendo que es posible distinguir entre una EI y una especie nativa, y considerando a las EI como un estresor global, se propone evaluar en qué medida la evidencia disponible sustenta la noción de las EI, en el ambiente marino y en términos globales, generan efectos ecológicos deletéreos o problemáticos sobre la biodiversidad, con especial énfasis en el ambiente marino. Para ello, en primer lugar, se caracteriza y evalúa la evidencia disponible que vincula a las EI con la extinción (local o global) en sistemas marinos (Bellard et al. 2016, Nikolaou y Katsanevakis 2023). En segundo lugar, se (re)evalúa evidencia publicada sobre los impactos ecológicos de EI marinas con el fin de identificar patrones generales relacionados con grupos taxonómicos, especies, distribución geográfica y diseños experimentales. En este marco, se examina particularmente el rol de la elección del sistema de referencia o “control”,

incluyendo líneas de base históricas, como un factor que puede influir en la magnitud y dirección de los efectos observados, especialmente en sistemas antropizados donde dichos estados son contingentes (Figuerola et al. 2026). De este modo, el trabajo busca no sólo describir la evidencia existente, sino también aportar a la comprensión de cómo los marcos metodológicos y conceptuales condicionan la interpretación del impacto ecológico y, en consecuencia, la caracterización de las EI como una amenaza para la biodiversidad.

Debajo se presenta en forma de tabla (Tabla 1) los objetivos, sus componentes descriptivos y, cuando corresponde, las hipótesis asociadas.

Tabla 1. Objetivos del estudio, componentes descriptivos y, cuando corresponde, hipótesis asociadas.

Objetivo específico	Componentes descriptivos	Hipótesis
OE1. Evaluar la calidad de la evidencia de extinciones atribuidas a especies introducidas (EI) en el ambiente marino	Identificación de especies extintas; identificación de EI involucradas; distribución temporal de los casos; caracterización del tipo de evidencia; presencia de otros estresores asociados	La evidencia causal directa que vincula EI con extinciones marinas es limitada y frecuentemente co-ocurre con otros estresores
OE2. Caracterizar la distribución geográfica y taxonómica de la evidencia de impacto ecológico de las EI marinas	Distribución por regiones y escalas; distribución por hábitats; distribución por hábitats; distribución por grupos taxonómicos de EI y especies nativas afectadas	La evidencia de impacto ecológico de las EI marinas presenta sesgos geográficos y taxonómicos
OE3. Evaluar la influencia del diseño metodológico en los impactos reportados		Los estudios experimentales reportan tamaños de efecto significativamente diferentes a los estudios observacionales.
OE4. Analizar cómo el tipo de comparación utilizada para definir el impacto influye en los efectos reportados.	Tipos de referencia utilizados (históricos, espaciales, directos); clasificación de enfoques de comparación	Los estudios basados en comparaciones históricas o entre hábitats presentan mayor heterogeneidad y efectos más extremos que aquellos basados en efectos directos

2. MATERIALES Y MÉTODOS.

Para responder a los objetivos específicos (Tabla 1), se analizó la evidencia existente sobre los impactos de las EI mediante dos enfoques que fueron abordados de forma independiente: evaluar la literatura presentada como evidencia de extinciones de especies marinas causados por EI (2.1) y segundo, evaluar el tipo de evidencia que existe relativo a los efectos ecológicos causados por las EI marinas (2.2).

2.1 Revisión de la evidencia de extinciones atribuibles a EI

2.1.1 Selección de artículos para el análisis

Se utilizó como base la información provista por el trabajo de Nikolaou y Katsanevakis (2023) que es, hasta dónde se tiene conocimiento, la síntesis más reciente de la extinción de 735 especies marinas. Los autores obtuvieron 194 referencias que registran las extinciones marinas del total de las especies. Sin embargo, para el presente trabajo, se utilizaron solo 26 artículos que identifican a una EI como partícipe causal de la extinción, tanto como estresor único como en conjunción con otros estresores, siendo un total de 27 especies las afectadas. El análisis busca ser complementario al de Nikolaou y Katsanevakis (2023): mientras que estos autores evaluaron la validez de las extinciones (i.e métodos de detección de la especie supuestamente extinta, cobertura temporal del monitoreo), en el presente trabajo se evaluara el tipo y la calidad de evidencia que atribuye causalidad a las EI y demás estresores involucrados.

Para poder evaluar las afirmaciones de causalidad se partió de los 26 artículos de Nikolaou y Katsanevakis (2023) que mencionaban como posible causa a las EI, los cuales fueron denominados “artículos organizadores”. Para ello se procedió a la revisión del texto completo

de cada artículo organizador, buscándose la evidencia de atribución causal de las extinciones o extirpaciones para uno o más estresores.

Si bien este trabajo de tesis se pregunta por las EI como causantes de extinción, debido a que usualmente la evidencia de extinciones es débil (Simberloff 2005), se decidió abordar la causalidad con una mirada comparativa más abarcativa, registrando para cada una de las especies mencionadas como extintas todos los estresores involucrados. Entre ello, explotación directa, modificación del hábitat, contaminación, cambio climático y especies introducidas, siguiendo los principales impulsores directos de pérdida de biodiversidad reconocidos globalmente (IPBES 2019, Jaureguiberry et al. 2022, Keck et al. 2025), incorporándose además la categoría “factores naturales” para los casos en que la literatura atribuía la causalidad a procesos no antropogénicos (e.g. variabilidad ambiental o dinámica poblacional).

Esta evidencia de atribución causal fue recopilada y dio lugar a un total de 270 afirmaciones (i.e. citas textuales en dónde se señala a un estresor como agente causal en un evento de extinción) que fueron catalogadas de manera independiente de acuerdo con el estresor y la especie afectada (Figura 1). Las atribuciones de causalidad pueden ser de dos tipos y por lo tanto, clasificadas de forma independiente: 1) Información primaria, atribuciones basadas en datos, observaciones o descripciones proporcionadas directamente por el artículo, y/o 2) Información secundaria, las atribuciones no se originan en el artículo que se está analizando, sino que dependen de trabajos previos citados como fuente de la causalidad (e.g. “Su disminución fue probablemente el resultado de la sobreexplotación de los invertebrados intermareal y los disturbios por las personas (Hockey 1987)...”).

Cuando se trataba de información secundaria se siguió la evidencia provista por los autores incorporando las referencias bibliográficas mencionadas por los mismos. Es decir, cuando un

artículo atribuía un evento de extinción o extirpación a una EI sin aportar datos propios, se localizó la referencia citada; si esta segunda referencia tampoco aportaba evidencia directa, se procedió con la subsiguiente referencia (e.g: Figura 2), hasta que (i) se identificó un trabajo que documentara un efecto sobre la población extinta (fuente primaria), (ii) la cadena de citas se interrumpió sin evidencia empírica o (iii) ya se habían identificado dos fuentes independientes de atribución primaria para el mismo evento. En este proceso, una referencia fue descartada cuando (a) resultaba inaccesible (por ejemplo, publicaciones en otros idiomas o sin disponibilidad en línea), (b) remitía a una especie o sitio distinta (c) no incluía una mención de causalidad hacia la especie o carácter general geográfico, (d) ya había sido evaluada para ese mismo estresor.

Se analizó un corpus final de 101 artículos independientes, compuestos por los 26 artículos organizadores originales y 75 referencias adicionales localizadas mediante el seguimiento de las citas de dichos artículos. A partir de este total se identificaron 270 afirmaciones de causalidad, de las cuales se seleccionaron 84 afirmaciones de información primaria (provenientes de 40 artículos independientes). Las 186 afirmaciones restantes, provenientes de 61 artículos, fueron descartadas siguiendo los criterios detallados en la Figura 1.

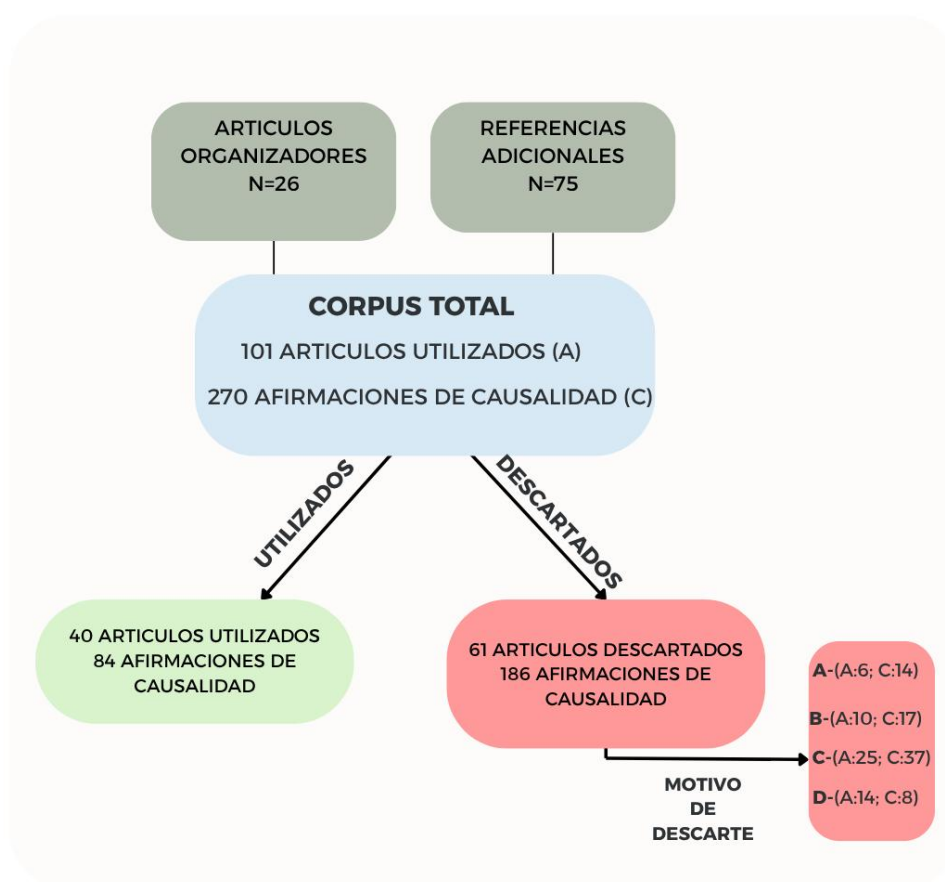


Figura 1. Diagrama de flujo de la selección y clasificación de evidencia. El corpus total (A = 101; C:270) se obtuvo mediante búsquedas sucesivas (seguimiento de citas, Figura 2) a partir de los 26 artículos organizadores. Se muestra el desglose de los artículos utilizados como información primaria (verde) y los descartados (rojo), el segundo recuadro rojizo describe los motivos de descarte de las referencias descartadas: (a) resultaba inaccesible, (b) remitía a una especie o sitio distinta, (c) no incluía una mención de causalidad hacia la especie o carácter general geográfico, (d) ya había sido evaluada para ese mismo estresor.

2.1.3 Plausibilidad de información primaria de causalidad

Una vez identificada la información primaria, se procedió a su clasificación. Aunque la afirmación de causalidad en ecología es en muchos casos difícil de determinar fehacientemente, el esquema empleado traduce criterios de causalidad ampliamente aceptados—temporalidad, evidencia de respuesta, gradiente de respuesta, consistencia, evidencia experimental y

plausibilidad—al contexto de estresores globales, siguiendo a Hill (1965) y al marco Eco Evidence (Norris et al. 2012).

La información se clasificó en dos grandes grupos, teniendo en cuenta si la evidencia era (1) del mecanismo ecológico causante de la extinción y/o (2) del efecto poblacional. La evidencia de mecanismo describe la existencia de un mecanismo causal, como depredación, competencia o extracción directa por pesca (entre otros), evidenciando la interacción directa del mecanismo, pero sin datos poblacionales de la especie extinta, ni de la EI, ni de gradientes de otros estresores. Es decir, este tipo de evidencia registra que hubo una interacción (e.g. un evento de depredación) pero no se presenta evidencia respecto al efecto poblacional que dicha interacción tiene en la especie analizada. Esta evidencia a su vez se categorizó como sigue: (i) OP-MEC (opinión experta sobre el mecanismo, como una hipótesis sin evidencia directa); (ii) OBS SIN DATOS (una observación directa del mecanismo o registro de un hecho, pero sin información cuantitativa); y (iii) OBS CON DATOS (un experimento u observación con evidencia cuantitativa que respalde el mecanismo, como por ejemplo medidas de mortalidad, competencia, extracción por pesca, etc).

La evidencia de efecto poblacional provee información sobre las especies extintas y las EI, así como de otros estresores, generalmente mediante gradientes o series de datos. Por lo que no hay evidencia directa de un efecto, como los mencionados anteriormente, pero se registran las trayectorias poblacionales de las especies o estresores bajo estudio. Dentro de esta categoría, se identificaron cuatro tipos de evidencia: (i) OP-POB (opinión de expertos sobre el efecto poblacional sin datos cuantitativos); (ii) COR-DISCRETA (correlación discreta, es decir datos de presencia ausencia de la población extinta y la EI, o el estresor); (iii) COR-CONTINUA (correlación continua, es decir con una serie de datos temporales o gradiente espacial de la

población extinta y de la EI o del estresor) y (iv) MOD (modelado cuantitativo o inferencia basada en modelos con datos observacionales o experimentales).

De esta manera es posible pesar el tipo de evidencia como “Robusta” y “Débil”. La evidencia idealmente robusta estará constituida por un mecanismo causal claro, respaldado con datos y con una correlación continua a nivel poblacional o con modelado basado en datos anteriores. Dado que esta evidencia es difícil de obtener, es esperable que, en general, la evidencia disponible no sea robusta. Por el contrario, la evidencia considerada débil corresponde a situaciones donde el mecanismo de causalidad no está especificado o la evidencia disponible es opinión de expertos, sin evidencia poblacional, o solo se hace referencia a la presencia histórica.

Debido a que para una especie pueden existir múltiples líneas de evidencia (i.e. más de una afirmación de causalidad), la clasificación siguió un enfoque precautorio y ante más de una afirmación causal, se utilizaba aquella que representa un mejor tipo de evidencia. Adicionalmente, para estos casos, se incorporó un ponderador por replicación (bono de validez) para considerar la presencia de más de una línea de evidencia, limitando el aporte máximo a un ponderador por tipo de evidencia.

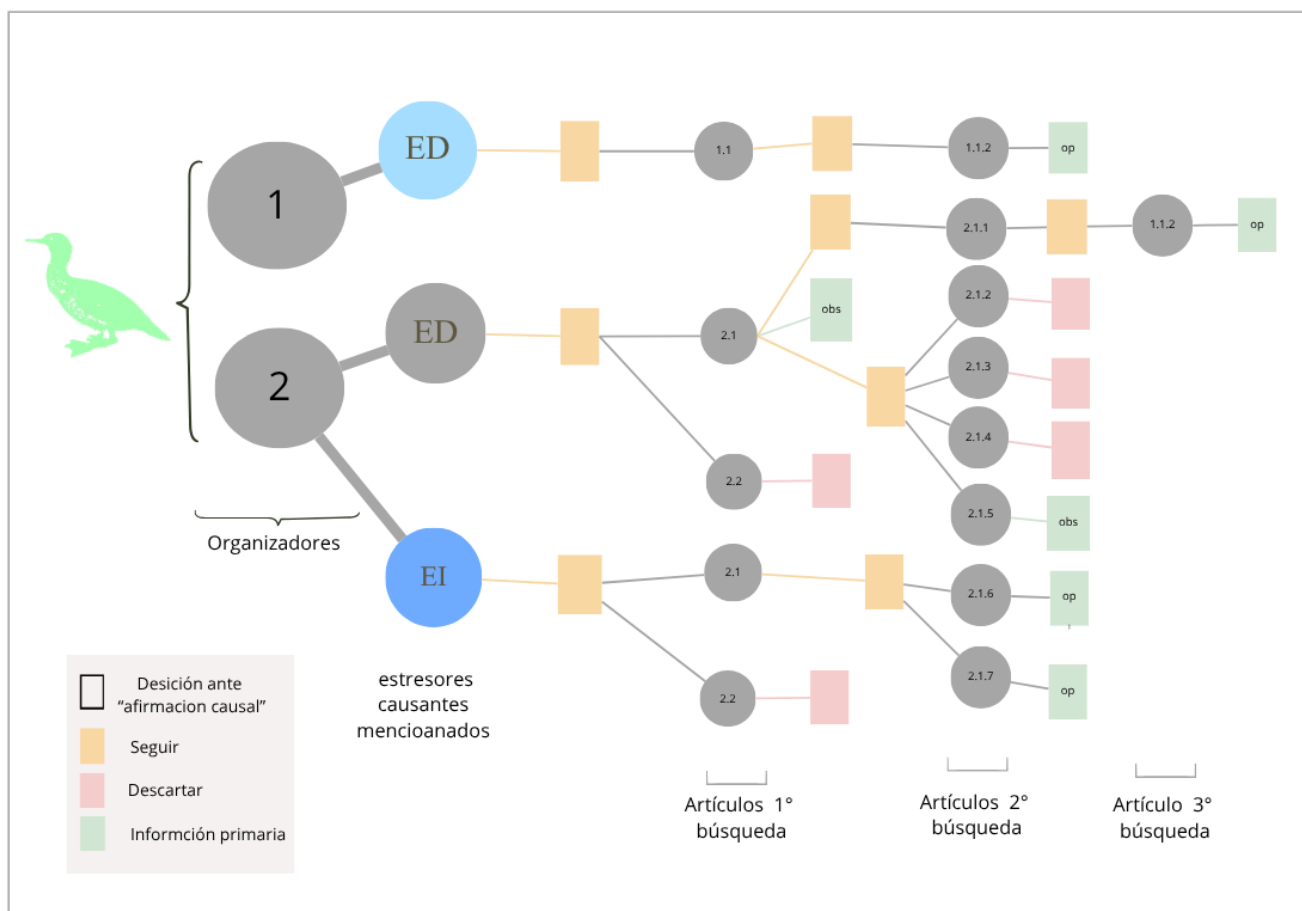


Figura 2. Diagrama esquemático de la extracción de datos primarios. Se presenta, de manera ilustrativa, el flujo de evidencia para la extinción de *Mergus australis*. Los círculos numerados (1 y 2) corresponden a los artículos organizadores (aquellos citados por Nikolaou y Katsanevakis (2023)). De los artículos organizadores se desprende la búsqueda según el estresor (ED: Explotación Directa; EI: Especies Introducidas). Los rectángulos representan las atribuciones de causalidad: el amarillo indica información secundaria que derivó en una nueva consulta bibliográfica; el rosa representa información descartada, ya sea por falta de contenido causal o por inaccesibilidad de la fuente. El rectángulo verde señala la identificación de información primaria, categorizada aquí como opinión de experto (OP-MEC) u observación sin datos (OBS-S/D), siguiendo los criterios de unificación detallados en la Sección 2.1.3. Los círculos grises representan las fuentes independientes localizadas en las sucesivas etapas de búsqueda.

2.1.4 Asignación de puntaje

Con el objetivo de cuantificar estas diferencias de robustez, se diseñó un esquema de puntaje, que asigna valores crecientes ordinales de 0 a 2, aplicado tanto a la evidencia del mecanismo como al efecto poblacional. Cada fuente primaria se trató como un registro independiente y recibió un puntaje ordinal según su robustez (Tabla 2).

Cuando existían varias fuentes primarias para un mismo caso, el puntaje final correspondió al valor más alto entre todas ellas, mientras que la replicación entre fuentes se incorporó mediante un bono de validez adicional equivalente a $\frac{1}{2}$ del puntaje total de la evidencia primaria (sólo si >0), con un máximo de un bono por evidencia primaria. Este valor reflejó la consistencia y redundancia empírica de la atribución causal.

Es importante destacar que tanto la evidencia robusta como la débil no son concluyentes de causalidad, sino que otorgan un peso relativo dentro del puntaje de evidencia. Siguiendo a Hill (1965), cada criterio aporta información para evaluar la plausibilidad de una relación causa-efecto, pero ninguno es obligatorio ni suficiente por sí mismo. La finalidad de aplicar estos criterios es ponderar la evidencia disponible entre estresores y determinar si existen explicaciones alternativas igualmente plausibles, sin exigir pruebas absolutas. Por ello, el puntaje debe interpretarse como un indicador relativo de robustez de la evidencia, y no como una confirmación o refutación definitiva de causalidad.

Tabla 2. Asignación de puntaje para cada afirmación independiente por especie y estresor. El soporte de validez puede sumar tanto para el nivel de mecanismo como el poblacional (máximo uno por cada nivel de evidencia).

Puntaje Nivel evidencia		
Mecanismo	OPINIÓN EXP	0
	OBS (SIN DATOS)	1
	OBS CON DATOS	2
Poblacional	OPINIÓN EXP	0
	COR-DISCRETA	1
	COR-CONTINUA	2
	MOD	2
Soportes de validez (bonus, independientes)	REPLICACIÓN/CONSISTENCIA	+½ puntaje

2.2 Análisis de impactos ecológicos de las EI

2.2.1 Selección y extracción de datos

Para evaluar los impactos ecológicos producidos por las EI -i.e. todo impacto ecológico distinto de la extinción- se toma como base el set de datos proveniente de Anton y colaboradores (2019) que sintetiza los impactos ecológicos atribuidos a las EI marinas.

Mientras que Anton y colaboradores (2019) sintetizaron los impactos ecológicos globales de las EI mediante análisis meta-analíticos y un estimador global de efecto: Hedges' g, el presente estudio se centra en evaluar los factores metodológicos y contextuales que subyacen a dichos impactos. Específicamente, se realizó por un lado una aproximación descriptiva que permitió identificar vacíos de información, sesgos y metodologías presentes en la literatura de EI.

Finalmente, se evaluó cómo las variables cuantitativas (Hedges' g) se relacionan con las descriptivas (i.e tipo de diseño, área y tipo de metodología). Por lo que, no se pretende poner en duda la metodología o resultados cuantitativos obtenidos por Anton et al. (2019) sino más bien, incorporar nuevos factores que permitan comprender el sentido ecológico de los mismos y así si, evaluar de manera crítica el concepto de impacto en la disciplina.

Para ello, en primer lugar, se revisaron los 159 artículos utilizados en el metaanálisis de Anton y colaboradores. Dado que un mismo artículo puede reportar múltiples observaciones, la unidad de análisis principal fue el artículo. Sin embargo, cuando un artículo incluía estudios realizados en diferentes sitios, sobre más de una especie, grupo taxonómico o metodología, cada combinación sitio–especie/grupo/metodología se contabilizó como un estudio independiente.

Se definieron ocho categorías cualitativas de interés que pueden ser clasificadas en tres tipos: Taxonómicas, Geográficas y Metodológicas (Descriptas en la sección 2.2.2). Cada estudio independiente fue clasificado para cada una de las ocho categorías cualitativas, descritas a continuación.

2.2.2 Criterios de categorización de sesgos

Descriptores Taxonómicos

- Especie. Se utilizó el nombre dado por los autores del trabajo y se comprobó su validez en bases de datos específicas, tanto marinas (WoRMS Editorial Board, 2025) como terrestres (GBIF Secretariat, 2025). Llegado el caso, si el nombre de la especie no estaba actualizado se lo modificó al nombre aceptado a diciembre de 2025.
- Grupo taxonómico. Siguiendo a Pysek et al. (2008), se clasificó cada especie exótica en uno de 15 grupos taxonómicos (Aves, crustáceos, peces, insectos, mamíferos, moluscos,

plantas, tunicados, cnidarios, ctenóforos, anélidos, equinodermos, esponjas, nematodos y briozoos). Estos grupos representan las principales ramas taxonómicas presentes en los estudios analizados y permiten conocer sobre qué taxas se concentran los estudios de la EI.

Descriptores geográficos

- Hábitat. Cada observación fue asignada a un tipo de hábitat siguiendo la Clasificación de hábitats y sub-hábitats marinos de la UICN (2020, v3.1). Esta clasificación permite estandarizar ambientes bentónicos y pelágicos a una resolución comparable entre estudios, facilitando la integración de datos de diferentes regiones y metodologías.
 - Cada estudio fue asignado a una región biogeográfica siguiendo la clasificación de Spalding et al. (2007), que divide el océano en 12 grandes reinos biogeográficos.
-

Descriptores metodológicos

- Tipo de estudio. Se clasificó el diseño metodológico utilizado para medir el impacto según si el estudio fue observacional o experimental. Los estudios observacionales incluyen censos visuales, transectas pasivas o muestreos activos que registran el impacto sin manipulación directa del sistema; este tipo de datos capturan la heterogeneidad ambiental. En contraste, los estudios experimentales, ya sean *in situ* (experimentos en el hábitat natural sin restricciones físicas) o controlados (laboratorio, mesocosmos, acuarios o jaulas), manipulan condiciones específicas para aislar el efecto de la EI, proporcionando inferencias causales más sólidas, pero bajo escenarios más restrictivos.

- Tipo de control. Se clasificó el diseño metodológico utilizado para medir el impacto según el tipo de comparación realizada en el estudio. Para ello, se modificó la clasificación propuesta por Boltovskoy et al. (2021), que resultó en seis categorías (Figura 3):

i) Efecto directo de cambio (EA): Comparación Nativa vs Nativa + EI. Mide el efecto directo de la EI sobre la especie nativa, comunidad o ecosistema. Por ejemplo, sería considerado EA un estudio en el que se compara la abundancia de una especie nativa con y sin la presencia de una EI.

ii) Comparación con control ecológicamente equivalente (EC): Comparación Nativa+Nativa vs Nativa+EI. EC agrupa estudios donde el control y el tratamiento pertenecen al mismo nivel ecológico (especie, comunidad o ecosistema), y además son ambientalmente comparables. Ejemplo: un estudio en el que se compara la abundancia de un Anfípodo en un ambiente dominado por un alga nativa y en uno dominado por un alga introducida. Para comparativas referidas a la comunidad (requiere que la dominancia de la EI sea desde 80% cobertura).

iii) Comparación con control disímil / nuevo hábitat (ED): Evalúa el efecto de un hábitat nuevo o modificado sobre poblaciones, comunidades y ambientes. ED agrupa estudios donde la presencia de la EI genera un contexto estructural o funcionalmente distinto al del control. Ejemplo: la comparación de comunidades en zonas arenosas vs un arrecife de ostras introducidas.

iv) Efecto del mecanismo aislado (EE): Se emplea cuando el experimento aísla un mecanismo funcional (depredación, herbivoría, inhibición, competencia directa), a través de contrastes binarios en mesocosmos, jaulas o microhábitats controlados. i.e. Se

quiere determinar si la EI predica sobre una especie nativa, por lo cual se aísla en un ambiente controlado (EJ: jaulas, mesocosmos) a la nativa y se le añade la EI.

v) Antes / Después (sin control espacial equivalente) (AD): Agrupa estudios que comparan una misma población, comunidad o sitio en dos o más momentos temporales, existiendo entonces momentos con y sin la presencia de la EI.

vi) Atributos (TB): Única categoría no referida a impacto. Comparación Nativa vs EI en rasgos fisiológicos o funcionales sin inferir efectos sobre especies nativas, comunidades o ecosistemas. Ejemplo: un estudio que compare la tasa de fijación de nitrógeno entre una especie nativa y una EI.

Es importante aclarar que la clasificación no se realizó por artículo, sino por estudio independiente o contraste reportado. Por lo tanto, un mismo artículo pudo contener más de un diseño, si presentaba más de una comparación ecológica independiente.

La clasificación de los estudios según el tipo de control permite, por un lado, ofrecer distintas aproximaciones a los efectos ecológicos de las EI. Sin embargo, estos diseños no sólo aportan perspectivas diferentes sobre el impacto, sino que su elección puede influir en la interpretación de la magnitud y la dirección del efecto reportado (positivo o negativo). De este modo, resulta posible evaluar cómo el diseño del estudio condiciona la lectura ecológica del impacto, evitando comparar o agregar resultados derivados de contrastes ecológicamente no equivalentes.

Descriptores de efectos

- Escala de impacto. La escala de cada estudio se clasificó como local o regional, de acuerdo con la extensión espacial efectiva del muestreo. La categoría global, si bien

teóricamente posible, no se registró en ninguno de los artículos acá evaluados, por lo que no se la consideró. Los estudios locales abarcan un único sitio o un radio reducido ($<50 \text{ km}^2$ o $<100 \text{ km}^2$), permitiendo medir respuestas específicas del ecosistema. Los estudios regionales integran múltiples sitios dentro de una unidad biogeográfica ($50\text{--}500 \text{ km}^2$ o 100 km^2), capturando patrones más amplios y ofreciendo robustez frente a variabilidad espacial, aunque con menor resolución ecológica.

- Medida de impacto. Las medidas de impacto se clasificaron modificando la propuesta de Anton et al. (2019), agrupando los estudios en tres categorías según el nivel de organización en el que se mide el impacto: especie, comunidad, ecosistema.
- i) Especie: Se registran impactos sobre abundancia (número de individuos, densidad o biomasa), estructura poblacional (proporción juveniles/adultos, crecimiento, supervivencia), interacciones conductuales (tasa de alimentación, depredación, movilidad, “inocencia de la presa” [“Desacople evolutivo”: predador-presa (Sih et al. 2010)] y fisiología (respiración, fotosíntesis, actividad enzimática, biomarcadores de estrés, producción de metabolitos).
- ii) Comunidad: El estudio evalúa cambios en abundancia total (densidad o biomasa del ensamble) de la comunidad o en composición (riqueza, índices de diversidad, proporción de especies nativas y EI).
- iii) Ecosistema: Se miden cambios en procesos ecosistémicos (productividad primaria, descomposición, reciclaje de nutrientes) y modificaciones en el ambiente fisicoquímico.

Este esquema permite integrar de forma coherente la variedad de respuestas ecológicas cuantificadas en los estudios.

Los distintos descriptores fueron analizados gráficamente y porcentajes sobre la composición de estudios dentro de cada categoría. Este enfoque otorga más información sobre cómo se distribuyen los impactos y permite entender tanto vacíos de información, como posibles patrones y casos particulares que podrían sesgar la tendencia o entendimiento general de los efectos de las EI marinas.

2.2.3 Tamaño de efecto y análisis de datos

Los tamaños del efecto y sus varianzas fueron calculados originalmente por Anton y colaboradores (2019) para los 1.111 estudios provenientes de 159 artículos, y esos valores fueron utilizados en este trabajo sin modificaciones. El estimador empleado fue el de Hedges' g , que expresa la diferencia entre las medias del tratamiento experimental y el control en unidades de la desviación estándar combinada. Hedges' g puede tomar cualquier valor entre $-\infty$ y $+\infty$ y se interpreta comúnmente como: efecto pequeño ($|g| \leq 0.2$), medio ($0.2 < |g| \leq 0.5$), grande ($0.5 < |g| \leq 0.8$) y muy grande ($|g| \geq 1.0$) (Koricheva et al. 2013).

A partir de esos tamaños del efecto, en el análisis se plantearon nuevos ejes ecológicos y metodológicos de investigación no desarrollados en el estudio original. Específicamente, se ajustaron modelos mixtos para analizar: el tipo de elección de control y el tipo de metodología utilizada. Este enfoque muestra cómo las distintas formas de muestrear, comparar y estructurar los datos afectan la distribución del tamaño del efecto y la heterogeneidad entre estudios.

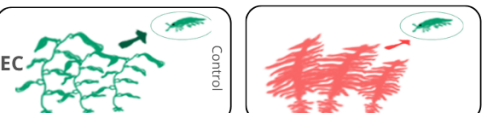
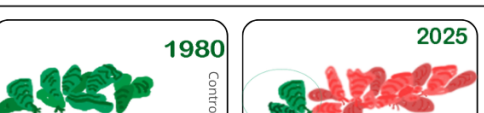
Ilustración del diseño		Diseño control vs tratamiento	Resumen	No. de Estudios [Obs]
Diseño de medida de efectos de las EI sobre la nativa				
EA 	Efecto directo de cambio	Nativa vs nativa+ EI =	Evaluar efectos directos la especie/comunidad/ecosistema nativo ante la EI?	77 [506]
EC 	Control Ecológicamente Equivalente	Nativa sobre nativa vs nativa+ EI =	Evaluar efectos indirectos en contextos equivalentes; cómo cambian funciones, abundancias o composición cuando la EI ocupa el mismo rol o nivel que la nativa.	50 [242]
ED 	Control Disímil / Nuevo Hábitat	Nativa vs. Nativa + EI =	Evaluar las propiedades emergentes del ecosistema generado por la EI. Contraste emergente entre dos estados alternativos del sistema, donde uno está asociado a la presencia de la EI	36 [251]
AD 	Efecto comparativo temporal	Nativa tiempo 1 vs nativa + EI tiempo 2 =	Evaluar cambios a lo largo del tiempo asociados a la presencia de la EI como unico factor de cambio.	8 [40]
EE 	Efecto aislado del mecanismo	Especie Nativa aislada(sin EI, sin Especie Nativa) vs Especie nativa + EI =	Evaluar mecanismos específicos del efecto de la EI	6 [43]
Atributos entre EI y nativas				
TB 	Comparación de atributos	Atributos nativos vs atributos de EI =	Comparar características funcionales o de desempeño entre nativas y especies introducidas.	5 [29]

Figura 3. Diagrama de los diseños de estudios generales usados en los 159 artículos utilizados para describir una medida cuantitativa de impacto. En los diseños descritos se presentó un esquema a nivel especie para facilitar su entendimiento, sin embargo, estos diseños se aplican a todos los niveles (comunitario y ecosistémico). El color verde corresponde a las especies focales nativas, y el color rojo a las EI. La columna “No. de estudios [obs]” indica cuántos artículos independientes utilizaron ese diseño; el número entre corchetes se refiere al total de observaciones.

La evaluación de heterogeneidad es un paso central en la realización de metaanálisis, ya que el valor medio del efecto carece de interpretación si no se considera cuán consistentes son los

estudios que lo componen: un tamaño de efecto promedio cercano a cero puede surgir tanto por una alta similitud entre estudios como por efectos numerosos pero opuestos que se compensan entre sí (Nakagawa y Santos 2012, Nakagawa et al. 2017).

Se desarrollaron dos modelos independientes cada uno con una de las clasificaciones como factor fijo (tipo de control, tipo de metodología). Los modelos se ajustaron con estructura de efectos aleatorios multinivel (rma.mv), incorporando simultáneamente la variación entre estudios y entre especies introducidas como efectos aleatorios. La heterogeneidad se evaluó mediante el estadístico I^2 , que representa la proporción de la varianza total atribuible a heterogeneidad real y no al error de muestreo (Nakagawa et al. 2017). Conceptualmente, valores cercanos a 0% indican resultados altamente consistentes, mientras que valores altos (>50%) reflejan fuerte variabilidad entre estudios y/o contextos ecológicos (Deeks et al. 2008, Nakagawa y Santos 2012). Para cada modelo se estimaron tres componentes de I^2 derivados de la varianza total:

- **$I^2_{\text{observación}}$** — variación entre tamaños de efecto dentro de cada estudio.
- **I^2_{especie}** — proporción atribuible a la identidad de la EI.
- **I^2_{total}** — heterogeneidad no explicada por el error de muestreo.

Este enfoque permite distinguir fuentes de variabilidad metodológica, taxonómica y ecológica, añadiéndose a la interpretación de un único parámetro global. Se realizaron, más allá del análisis global, metaanálisis por subconjuntos definidos por diseño experimental (“subgroup analysis”), permitiendo obtener valores de I^2 específicos por tipo de comparación. Esta aproximación es equivalente a una meta-regresión con moderadores categóricos, pero habilita la recuperación directa de heterogeneidad para cada diseño (Deeks et al. 2008, Nakagawa y Santos 2012). Los

análisis se realizaron en el entorno estadístico R (R Core Team, 2024), utilizando el paquete metafor (Viechtbauer 2010).

En conjunto, este enfoque permite contextualizar el valor medio del efecto, e identificar qué diseños generan mayor variabilidad, y evaluar en qué medida la identidad de la EI contribuye realmente a la inconsistencia entre estudios

3. RESULTADOS

3.1 Extinciones Marinas

Las 27 extinciones en el medio marino atribuidas a EI corresponden al 3,77% de las 717 extinciones, locales y globales (Nikolaou y Katsanevakis 2023). De ellas, siete corresponden a extinciones globales, (seis aves, un pez eurihalino, Figura 4). Las 20 restantes corresponden a extirpaciones o extinciones locales, que tienen una representación más general de grupos taxonómicos afectados, con Artrópodos y Moluscos representando el 60% (30% individualmente), Peces (20%), Equinodermos (10%) y los restantes casos de extirpación están dados por Cnidarios y Aves (5% respectivamente).

De las 27 extinciones, además de las EI también se incluyen como posibles responsables otros estresores, que podrían actuar en conjunción o de manera separada. En el 85% de los casos más de una causa posible de la extinción fue identificada. El estresor mayormente mencionado como posible causa actuando junto con las EI fue el cambio climático, reportado 11 veces, seguido por la modificación del hábitat (10), la explotación directa (9), factores naturales (8) y contaminación (7).

3.1.1 Plausibilidad entre estresores

La evidencia ponderada por medio del puntaje de causalidad realizado muestra una prevalencia de valores bajos: puntaje = 0 y puntaje = 1, representando el 33,3% cada uno, y los restantes valores se distribuyen en 1,5 (4,2%), 2 (20,8%), 2,5 (1,1%), 3 (4,4%), 4 y 4,5 (2,2% respectivamente). Sin embargo, pese a su tendencia hacia valores bajos, al evaluar la plausibilidad de los mismos, se puede observar que la distribución de puntajes de los estresores es desigual. Es decir, si evaluamos los puntajes ≤ 1 , los que corresponden a EI, representan el 45,8%, modificación de hábitat (16,7%), cambio climático (12,5%), factores naturales (12,5%), contaminación (10,4%) y explotación directa (2,1%). Mientras que en los (>1), los referidos a explotación directa corresponden a un 33,3%, EI y cambio climático (20,8% cada uno) y para contaminación, fenómenos naturales y modificación de hábitat, un 8,3% respectivamente.

En lo referido a extinciones globales, la plausibilidad de los estresores es especialmente baja, 53,3% de las afirmaciones de causalidad tienen puntaje 0 y el máximo puntaje es de 2,5 (Figura 4). Sin embargo, se pueden obtener distintos pesos en la evidencia para los distintos supuestos causantes. La evidencia que respalda a las EI como causante de la extinción global es en el 85,7% de los casos de cero, (6 de los 7 casos).

Cinco de las siete especies cuya extinción global es atribuida a EI se vieron afectadas por otros estresores. Cabe destacar que no se mencionan el cambio climático, ni los contaminantes para ninguna de las especies afectadas. Los estresores con mayor mención en conjunción con las EI (7), fueron los factores naturales (3), modificación de hábitat (3) y explotación directa (2). Pese al bajo puntaje, la plausibilidad de otros estresores en las 5 especies es mayor para el 100% de los casos que actúan en conjunto de las EI.

Considerando las extirpaciones, la plausibilidad de los puntajes es mayor que en el de extinciones, siendo por ejemplo los puntajes $n=0$ representados sólo por el 28,1% del total, y casos como el del crustáceo decápodo *Upogebia pugettensis* que cuenta con un puntaje máximo de 4,5. Para estos casos, la plausibilidad de las EI también es más heterogénea que la evidencia de extinciones globales, siendo los puntajes 0 el 20% de la representación de las EI como causalidad, 2 (20%), 4.5 (5%) y la mayoría de $n=1$ (55%). Solo el 10% de menciones de causalidad fueron únicamente de EI, el 90% restante, (18 de las 20 especies extirpadas) se vieron afectadas por más de un estresor. Estas extirpaciones a diferencia de las extinciones globales fueron mayoritariamente asociadas al cambio climático ($n=11$), siguiendo la explotación directa, la modificación de hábitat, la contaminación, todos ellos con un $n=7$ y por último factores naturales. En cuanto a su puntaje, en 13 de las 27 especies (48,1%) los estresores alternativos presentan mayor plausibilidad que el de las EI, en cinco casos tienen la misma robustez (18,5%) y en nueve casos (33,3%) las EI tienen mayor robustez.

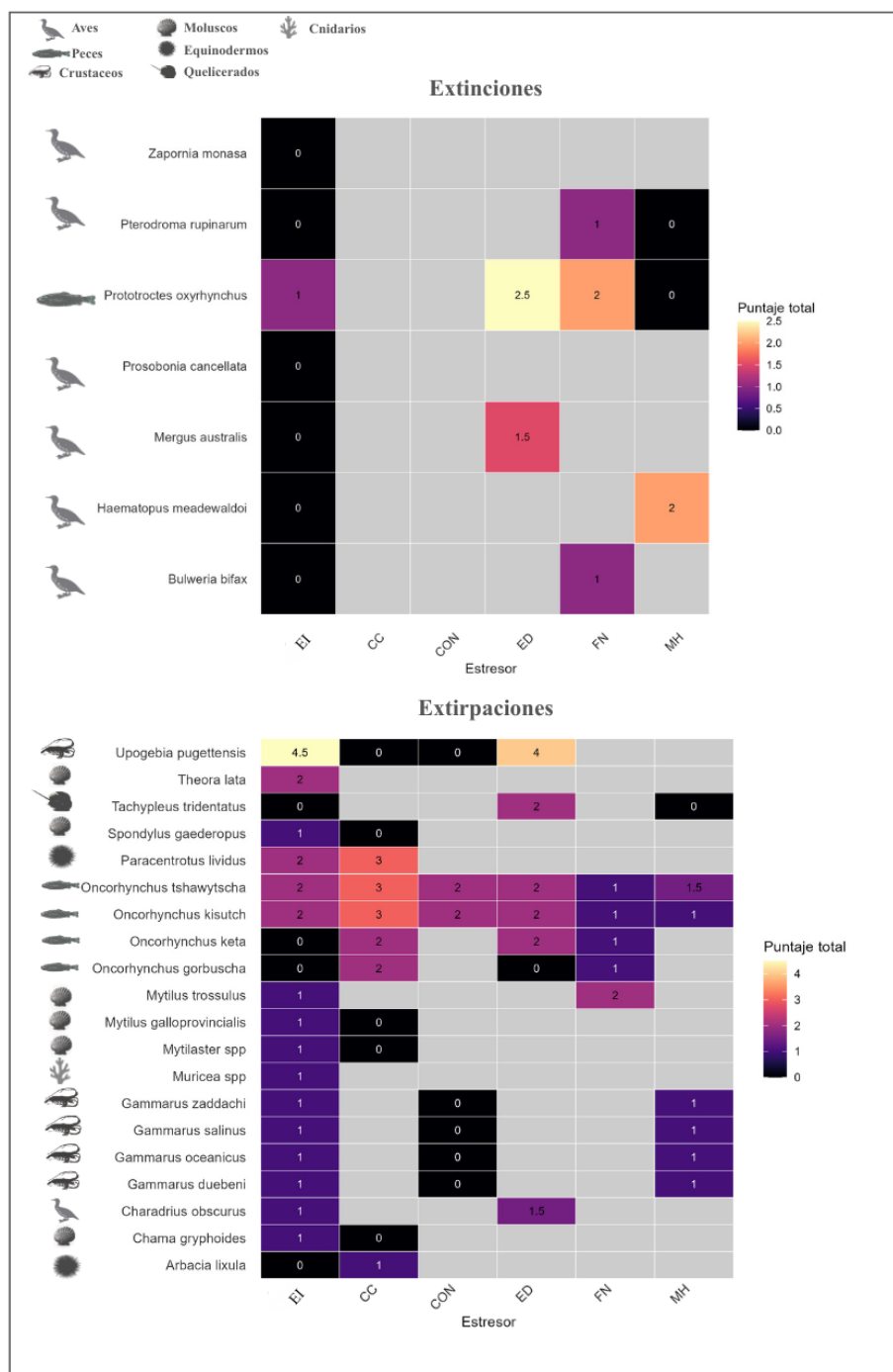


Figura 4. Esquema de puntaje de evidencia de causalidad en la extinción (arriba) y extirpaciones (abajo) para los distintos estresores globales. Los estresores son: EI (especies introducidas), CC (cambio climático), CON (contaminación), ED (explotación directa o sobreexplotación), FN (factores naturales) y MH (modificación de hábitat). Los puntajes (color de la celda, de negro a amarillo) se refieren a la suma de toda la evidencia (puntaje del mecanismo y/o poblacional). Las celdas en gris muestran estresores no asociados a la extinción/extirpación de las especies correspondientes. Las ilustraciones representan a los grandes grupos taxonómicos que engloban a las especies extintas y extirpadas.

3.1.2 Evidencia causal

El tipo de evidencia para todos los estresores, extirpaciones y extinciones (Figura 5) que se apoya sobre mecanismos ecológico, representó un 32,9% del total, siendo un 21,5% por información experimental u observacional respaldada en datos y un 11,4% de información observacional sin datos cuantitativos de respaldo. En cuanto el nivel poblacional, la mayoría (24,1%) se apoya en correlaciones de presencia ausencia y solo un 6,3% en correlaciones continuas.

En el caso de las EI, el aporte de esta evidencia es desigual entre estresores (Figura 5) y tipos de extinción (Figura 6). Por un lado, en las extinciones globales el 85,7% de la evidencia es opinión de experto y el restante 14,3%, se basa en datos observacionales sin evidencia cuantitativa (figura 6). Para las extirpaciones (Figura 6), se observa que el 68% de las evaluaciones se basa en opinión de expertos (32%) y evidencia de correlación discreta o de presencia-ausencia (36%). La evidencia cuantitativa con datos del mecanismo subyacente representa el 16%, mientras que los datos observacionales sin información de respaldo y la evidencia de correlación continua representan en conjunto el 16% restante (8% cada uno).

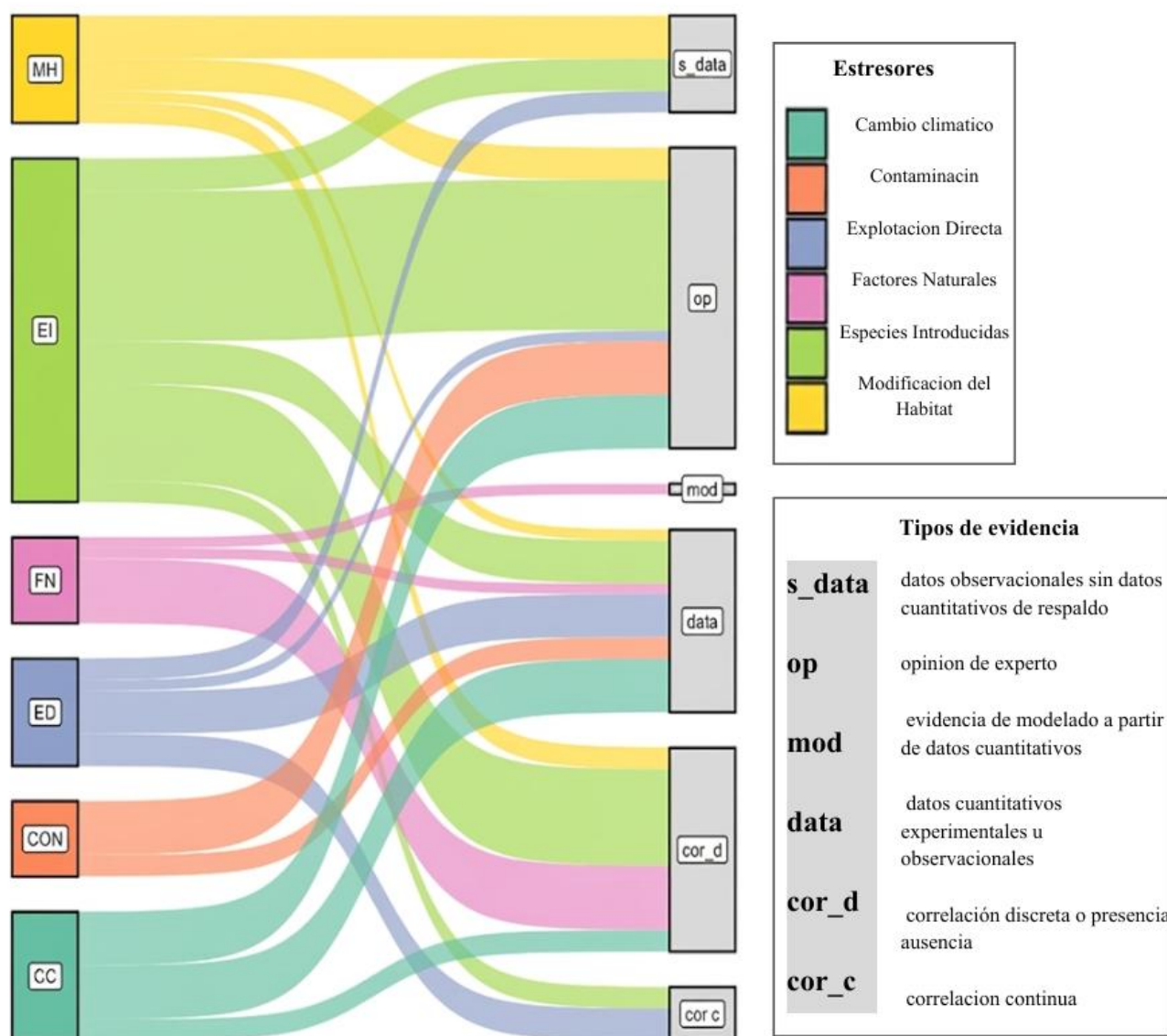


Figura 5. Distribución del tipo de evidencia que respalda la causalidad de las extinciones en conjunto (extinciones globales y locales). La columna de la izquierda representa la frecuencia relativa en que un estresor fue atribuido a una extinción, la columna de la derecha muestra la frecuencia relativa de los tipos de evidencia y los flujos representan el tipo de evidencia individual de cada uno de los estresores.

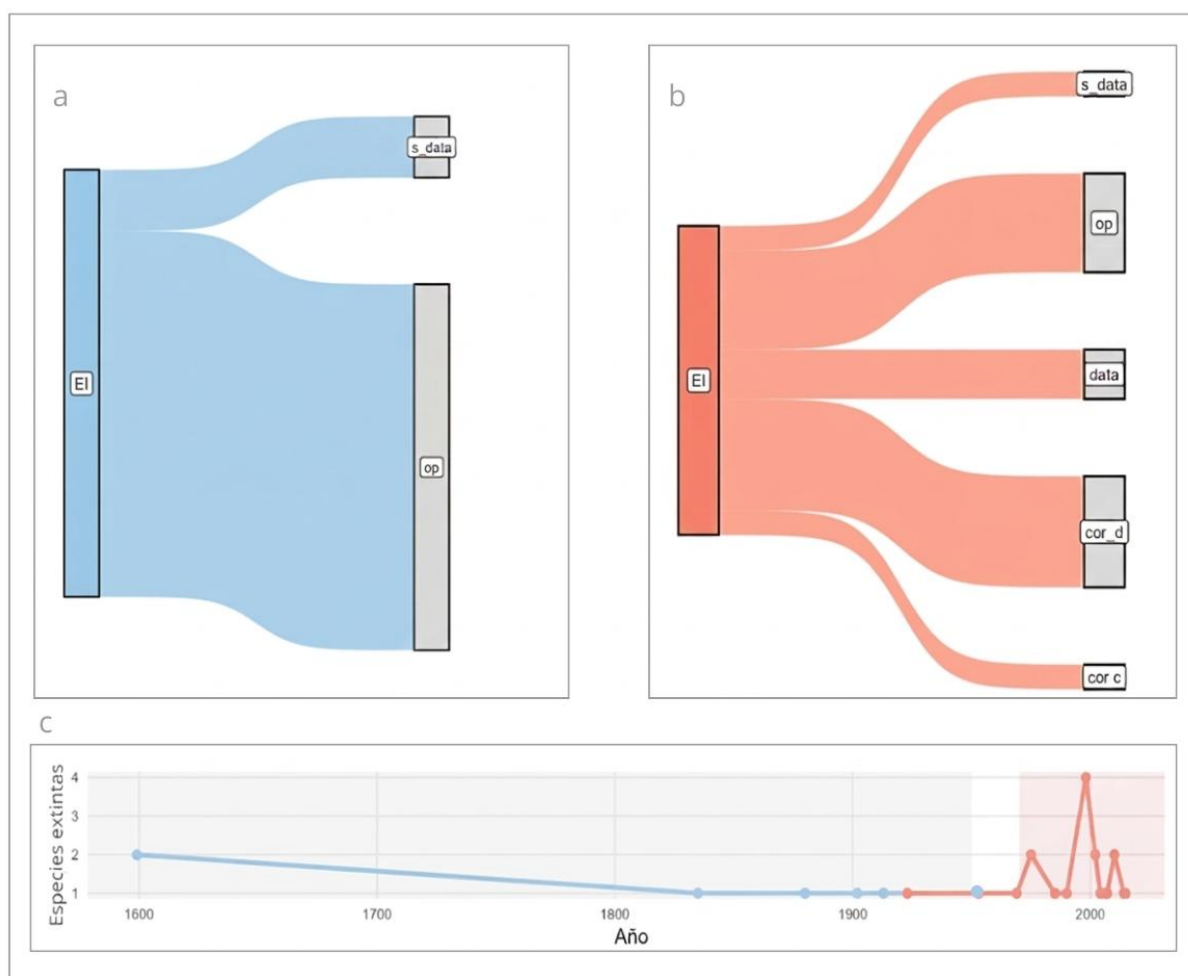


Figura 6. Análisis de la robustez de la evidencia y temporalidad de los eventos de desaparición: **Arriba: (a)** Diagrama de flujo de extinciones globales (color azul) y **(b)** extirpaciones locales (color rojizo), según el tipo de evidencia del estresor EI (Especies Introducidas) detallado en la Tabla 2. Los tipos de evidencia (derecha): S-data (datos observacionales sin datos cuantitativos de respaldo), OP (opinión de experto), MOD (evidencia de modelado a partir de datos cuantitativos), DATA (datos cuantitativos experimentales u observacionales), COR-D (correlación discreta o presencia ausencia), COR-C (correlación continua). **Abajo: (c)** Serie temporal de la frecuencia de extinciones (N especies por año) entre 1599 y 2015. Los puntos azules representan eventos de extinción global y los puntos rojos representan extirpaciones locales.

Cabe mencionar un hecho llamativo sobre Las EI que fueron mencionadas como posible causa de extinciones marinas: muchas de ellas son especies terrestres (Figura 7). Para las extinciones globales, se mencionaron once posibles especies involucradas, de las cuales nueve son de origen terrestre y dos eurihalinas (Figura 7a). Por ejemplo, especies como el gato doméstico *Felis catus*, fueron mencionadas en el 71,4% de las extinciones, el jabalí, *Sus scrofa* y la rata negra,

Rattus rattus, fueron mencionadas en 57.1% de los casos cada una. Al considerar las extirpaciones (Figura 7b), existe nuevamente más variación, donde se observa que el 42,3% de las EI mencionadas como causa es de origen marino y un 42,3% de origen terrestre, eurihalino 34,6% y dulceacuícola 3,8%. Especies como las ostras *Spondylus spinosus* y *Chama pacifica*, así como cuatro especies de anfípodos eurihalinos (*Pontogammarus robustoides*, *Obesogammarus crassus*, *Gammarus tigrinus*, *Dikerogammarus haemobaphes*) , estuvieron involucradas en aproximadamente el 20% de los casos de extirpación documentados. Al observar la temporalidad de las extinciones y extirpaciones, también se observan diferencias (Figura 6). La mayoría de las extinciones (seis de las siete) fueron registradas antes de 1915 y una sola en 1953. En cambio, al considerar las extirpaciones, se observa que el 70% se concentran después de 1990, el 25% después de 1950 y sólo 5% previo a 1950.

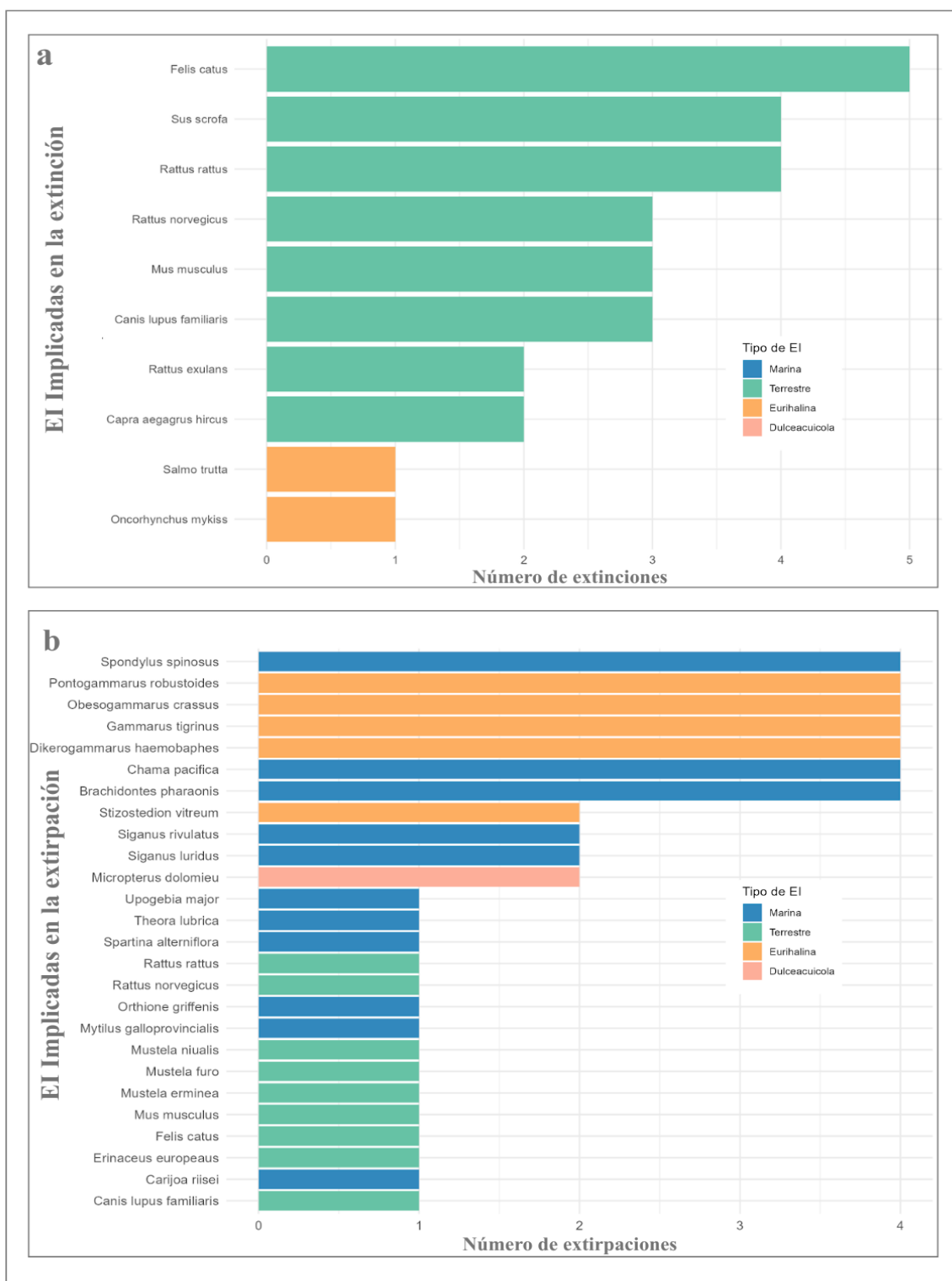


Figura 7. Frecuencia de especies introducidas (EI) implicadas en eventos de extinción, clasificadas por su hábitat principal y ordenadas por el número total de extinciones atribuidas. **(a)** EI implicadas en eventos de extinción global. **(b)** EI implicadas en eventos de extirpación local. El código de colores representa el tipo de hábitat de la EI: Azul (Marina), Verde (Terrestre), Naranja (Eurihalina) y Salmón (Dulceacuicola).

3.2 Impactos

3.2.1 Sesgos taxonómico de las EI estudiadas

Dentro de los 159 artículos, se evaluaron 76 EI, correspondientes a un total de 13 grandes grupos taxonómicos (Figura 8). El grupo más estudiado fue el de las Algas, que representa un 29,65% del total, y que junto con los moluscos y plantas suman el 69,18% (20,93%, 18,6%) de los estudios. Los 13 taxas restantes solo representa el 30,82% (Crustáceos: 9,30%, Anélidos: 8,14%, Peces: 4,07%, Tunicados: 4,07%, Briozoos: 1,16%, Cnidarios: 1,16%, Equinodermos: 1,16%, Ctenóforos, Insectos y Mamíferos cada uno 0,58%).

El 64,47% de las especies sólo es representada por un artículo, y dentro de cada taxón, una sola especie suele llevarse la mayoría de la representación: siete de las 76 especies, de los siete taxa con más estudios representan el 31,37% de los estudios realizados (Figura 8).

3.2.2 Sesgos geográficos.

Las EI evaluadas en este trabajo fueron estudiadas principalmente en las regiones templadas del hemisferio norte, representando el 66,9% de los estudios. Principalmente el Atlántico Norte templado (45%) y el Pacífico Norte templado (21,9%). Las regiones del hemisferio sur estuvieron representadas principalmente por Australasia templada (16,2%), mientras que Sudamérica templada (5,6%) y Sudáfrica templada (2,5%) recibieron menor atención. Finalmente, los trópicos abarcaron el 8,6% de los estudios restantes.

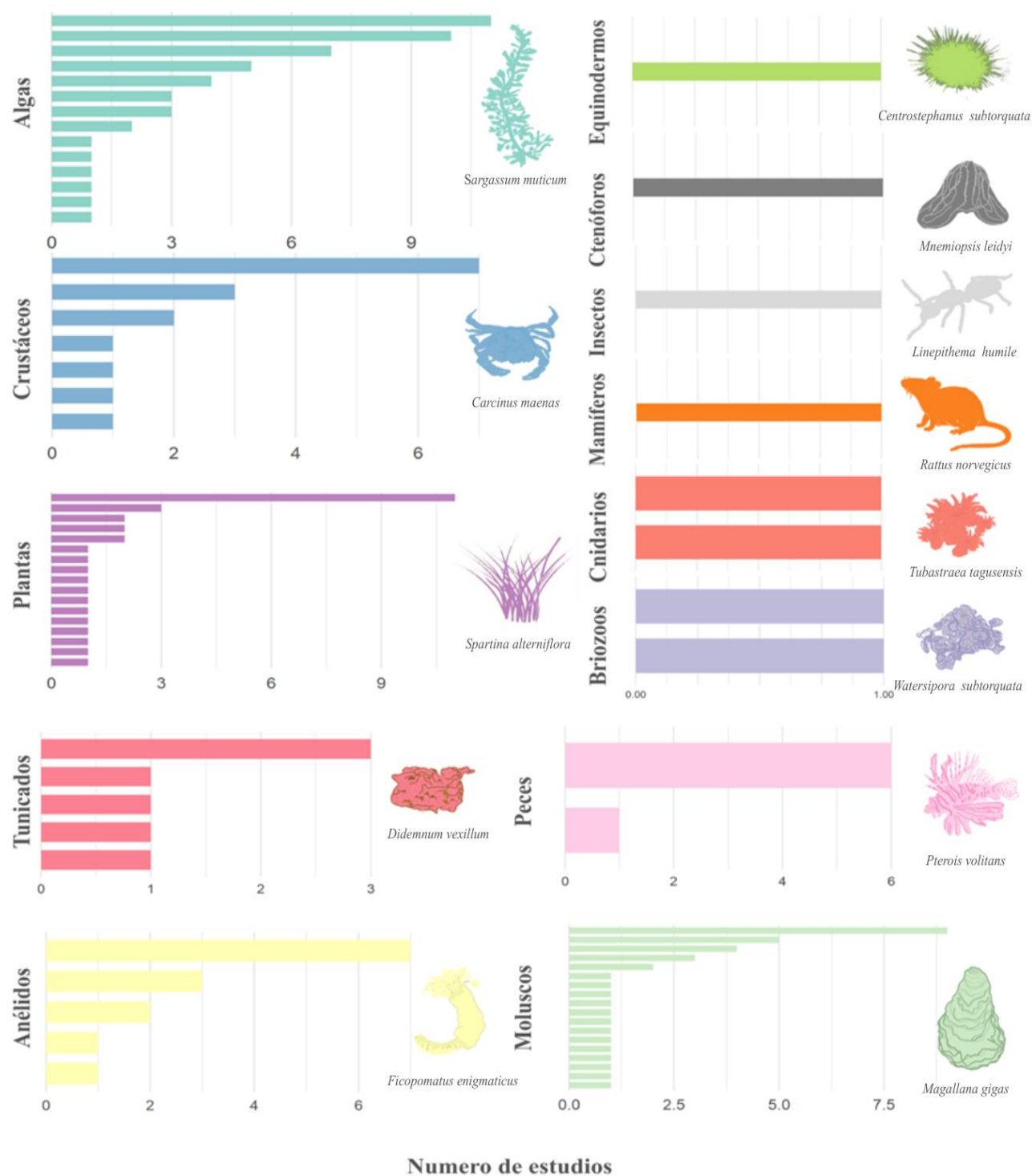


Figura 8. Distribución de frecuencias del número de estudios por EI en cada grupo taxonómico. Los artículos que cubrían más de una EI se contaron como estudios independientes ($n = 159$ y $n = 172$, respectivamente). La Figura de cada grupo taxonómico representa a la EI con más número de estudios, o llegado a tener mismo número se tuvo en cuenta a las observaciones independientes.

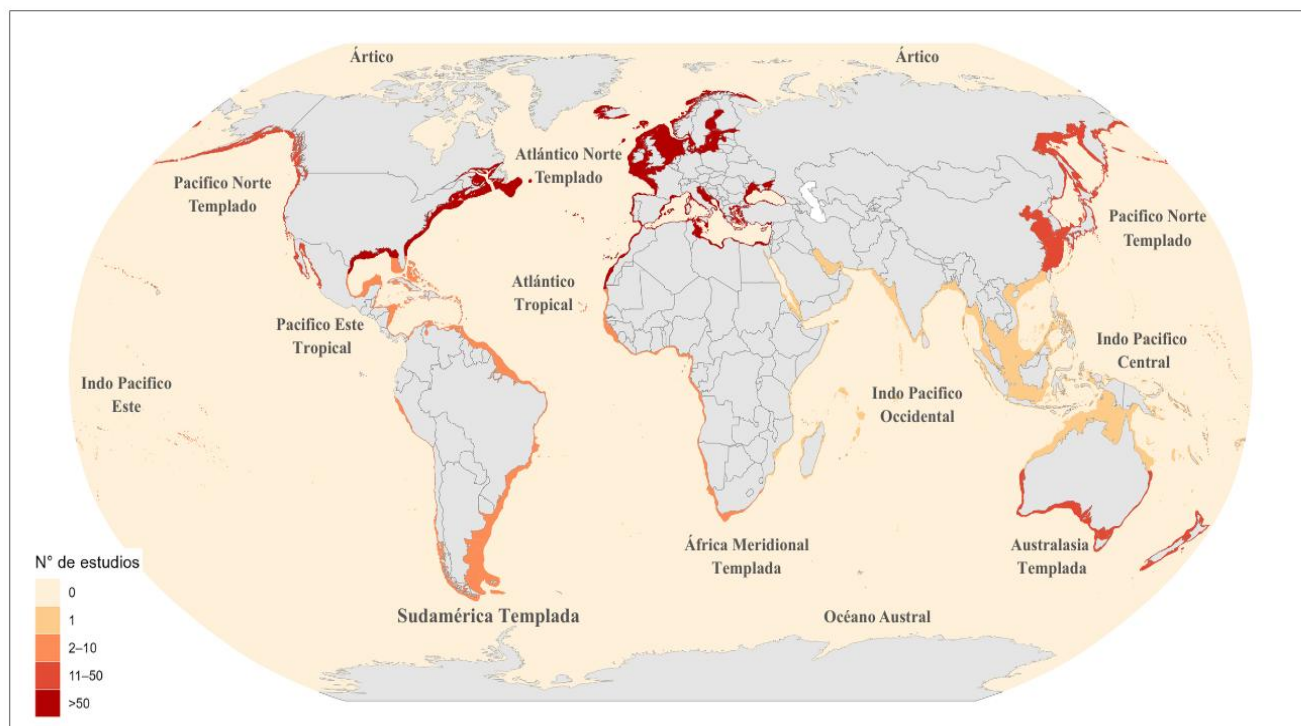


Figura 9. Mapa global del número de estudios individuales para los reinos biogeográficos.

En cuanto a los tipos de hábitat (Figura 10), más de la mitad de los estudios de impacto de EI, se realizaron en hábitats neríticos (52,4%), mientras que los intermareales representan el 27,9% y los supramaréales el 13%. Los ambientes artificiales y oceánicos representaron el 6,1% y 0,6% respectivamente. Cabe destacar que, incluso dentro de los dos hábitats más estudiados (nerítico e intermareal) los estudios se concentran en los sub-hábitats estuariales y de marismas (49,4 y 46,7%, respectivamente).

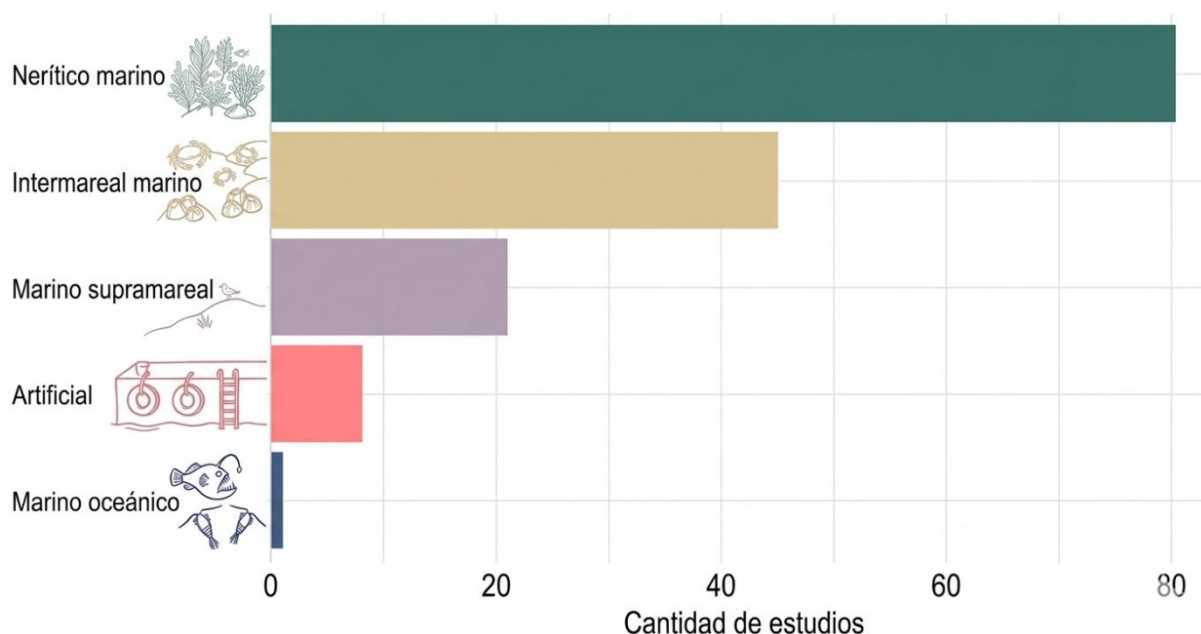


Figura 10. Distribución de los tipos de hábitats. Los artículos que cubrían distintos hábitats se contaron como estudios independientes ($n = 159$ y $n = 162$)

3.2.3 Efectos sobre especies y comunidades nativas

La mayor parte de los estudios analizan los efectos de cuatro taxa (49,3%) sobre ensambles múltiples (referidos a distintas especies o comunidades) que representan el 20,1% del total de estudios. Estos cuatro taxas son los moluscos (17,7%), crustáceos (12%), algas (11,2%) y plantas (8,4%). Además, una porción importante de los efectos medidos corresponde a interacciones entre especies taxonómicamente afines. Por ejemplo, las interacciones molusco–molusco representan el 32,8% de las mediciones dentro de ese grupo, alga–alga el 18,9%, y planta–planta el 42,1%. En conjunto, las interacciones entre especies nativas y El pertenecientes al mismo grupo taxonómico representan aproximadamente el 27,2% del total general de mediciones, posiblemente representando interacciones de competencia. El 52,7% restante corresponden a interacciones entre grupos taxonómicos distintos, posiblemente representando procesos como depredación, herbivoría, generación de hábitat, entre otros (Figura 11).

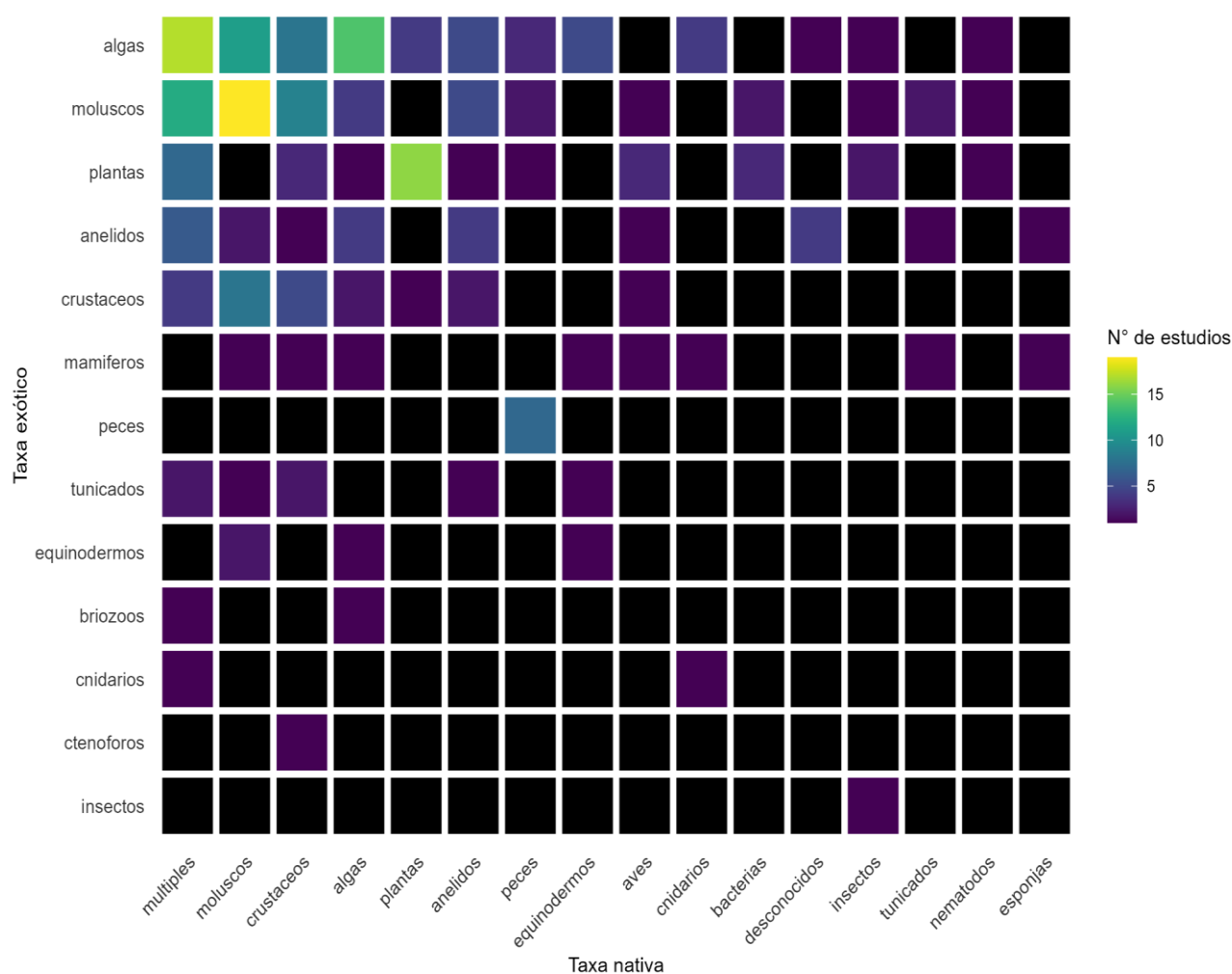


Figura 11. Distribución de frecuencias del número de estudios por combinación taxa EI (Taxa exótico)-taxa nativa. Los artículos que cubrían distintas interacciones se contaron como estudios independientes ($n = 159$ y $n = 249$, respectivamente). La categoría de taxa nativa “múltiples” hace referencia a aquellos casos en los que los efectos se midieron sobre múltiples taxa, generalmente asociados a variables de nivel comunitario, como abundancia total o diversidad.

3.2.4 Elección del tipo de control

Del total de artículos independientes, el diseño más frecuente fue aquel que contrasta el cambio directo producido por la EI sobre componentes nativos a distintos niveles de organización (EA), representando el 42,4% del conjunto total de medidas de impacto. El 57,6% restante estuvo conformado por diseños alternativos a la medición directa. Entre ellos predominaron los

contrastes de control ecológicamente equivalente (EC), que alcanzaron el 28,3%, seguidos por las comparaciones basadas en hábitats disímiles modificados por la presencia de EI (ED), con un 18,9%. Mientras que el 10,4% restante, se realizan mediante los últimos tres tipos de diseño. Dentro de este grupo, los contrastes antes-después (AD) constituyeron el 4,3%, los artículos orientados a aislar mecanismos de acción (EE) el 3,3%, mientras que las comparaciones centradas exclusivamente en atributos funcionales (TB) representaron el 2,8% del total.

Al evaluar el tipo de diseño utilizado de acuerdo con el nivel ecológico, ya sea especie, comunidad o ecosistema, se observa que los tipos de estudio se dividen de forma desigual. A nivel de especie, el diseño EA (Efecto directo) correspondió a un 50,5% (Figura 12) de los casos, el EC (25,3%), el ED (7,7%), el EE (4,4%), AD (7,7%) y TB (4,4%). A nivel comunitario, los estudios se midieron de manera indirecta en el 60,2% de los casos. Por un lado, las comparaciones ecológicamente equivalentes (EC), representaron el 30,6%, las comparativas ecológicamente disímiles (ED) el 26,5% y el diseño antes-después con 3,1%. El restante se realizó de manera directa (EA) 36,7% y solo un 3,1% de aislación del mecanismo (EE). A nivel ecosistémico, el 42,9% de los efectos se midió de forma directa (EA), mientras que el 57,1% restante correspondió a comparaciones ecológicamente disímiles, distribuidas en 39,3% ED y 17,9% EC.

3.2.5 Elección de control y efecto

El efecto del diseño fue estadísticamente significativo ($QM(df = 6) = 90.76, p < 0.001$), lo que indica que la media de los tamaños del efecto difiere según el tipo de diseño (Tabla 4). Las estimaciones puntuales y sus IC 95% por diseño fueron (Tabla 4).



Figura 12. La figura muestra el número de estudios independientes que utilizaron los seis tipos de diseño (eje Y) dependiendo del nivel de organización en el que el efecto fue medido (especie, comunidad, ecosistema). Tipos de diseño: EA (cambio directo), EC (comparación equivalente), ED (comparación disímil), EE (aislación de efecto), AD (antes-después) y TB (atributos específicos). Los artículos que cubrían distintos tipos de diseño se contaron como estudios independientes entre nivel ecológico y diseño ($n = 159$ y $n = 218$, respectivamente).

La partición de la heterogeneidad mediante modelos mixtos multivariados mostró que el metaanálisis global presentó una heterogeneidad moderada ($I^2_{\text{total}} = 43.58\%$), explicada en su mayoría por diferencias entre estudios (33.99%), mientras que la identidad de especie contribuyó en menor medida (9.59%). Sin embargo, esta estructura no fue homogénea entre los distintos diseños metodológicos y cuando se desagrega la heterogeneidad por tipo de diseño (Fig. 11) se observaron patrones claramente diferenciados.

Los diseños EA presentaron el menor nivel de heterogeneidad ($I^2_{\text{total}} = 8.6\%$), con valores bajos tanto en el nivel observacional ($I^2_{\text{obs}} = 2.7\%$) como en la identidad de la especie ($I^2_{\text{EI}} = 6.0\%$). Si bien el componente de especie fue ligeramente mayor, ambos porcentajes son

Tabla 4. Estimaciones del tamaño de efecto (Hedges' g) por tipo de control. Se presentan las estimaciones puntuales (g), su error estándar (SE), los intervalos de confianza al 95% (IC95%) y los valores de p asociados a la prueba de significancia de cada efecto respecto a cero.

Tipo de control	Estimación (Hedges' g)	SE	IC95%	p-valor
EA	-0.11	0.06	-0.23 a 0.01	0.063
EC	-0.12	0.07	-0.26 a 0.02	0.096
ED	0.07	0.08	-0.09 a 0.23	0.378
EE	-1.09	0.20	-1.48 a -0.70	<0.0001
AD	-0.42	0.17	-0.75 a -0.09	0.012
TB	1.03	0.16	0.72 a 1.34	<0.0001

reducidos, indicando escasa variación estructural asociada al diseño. Consistentemente, la distribución gráfica mostró los registros en torno a cero, con algunos puntos extremos positivos y negativos (Figura 13).

En contraste, los diseños EC y ED exhibieron heterogeneidad alta ($I^2_{\text{total}} = 50.7\%$ y 54.7% , respectivamente). En EC la varianza se repartió entre diferencias dentro de estudios ($I^2_{\text{obs}} = 30.2\%$) y entre especies ($I^2_{\text{EI}} = 20.5\%$), mientras que en ED predominó la variación observacional ($I^2_{\text{obs}} = 39.8\%$) con menor contribución de especie ($I^2_{\text{EI}} = 14.9\%$). Visualmente, ambos diseños mostraron registros con mayor dispersión y valores extremos tanto positivos como negativos.

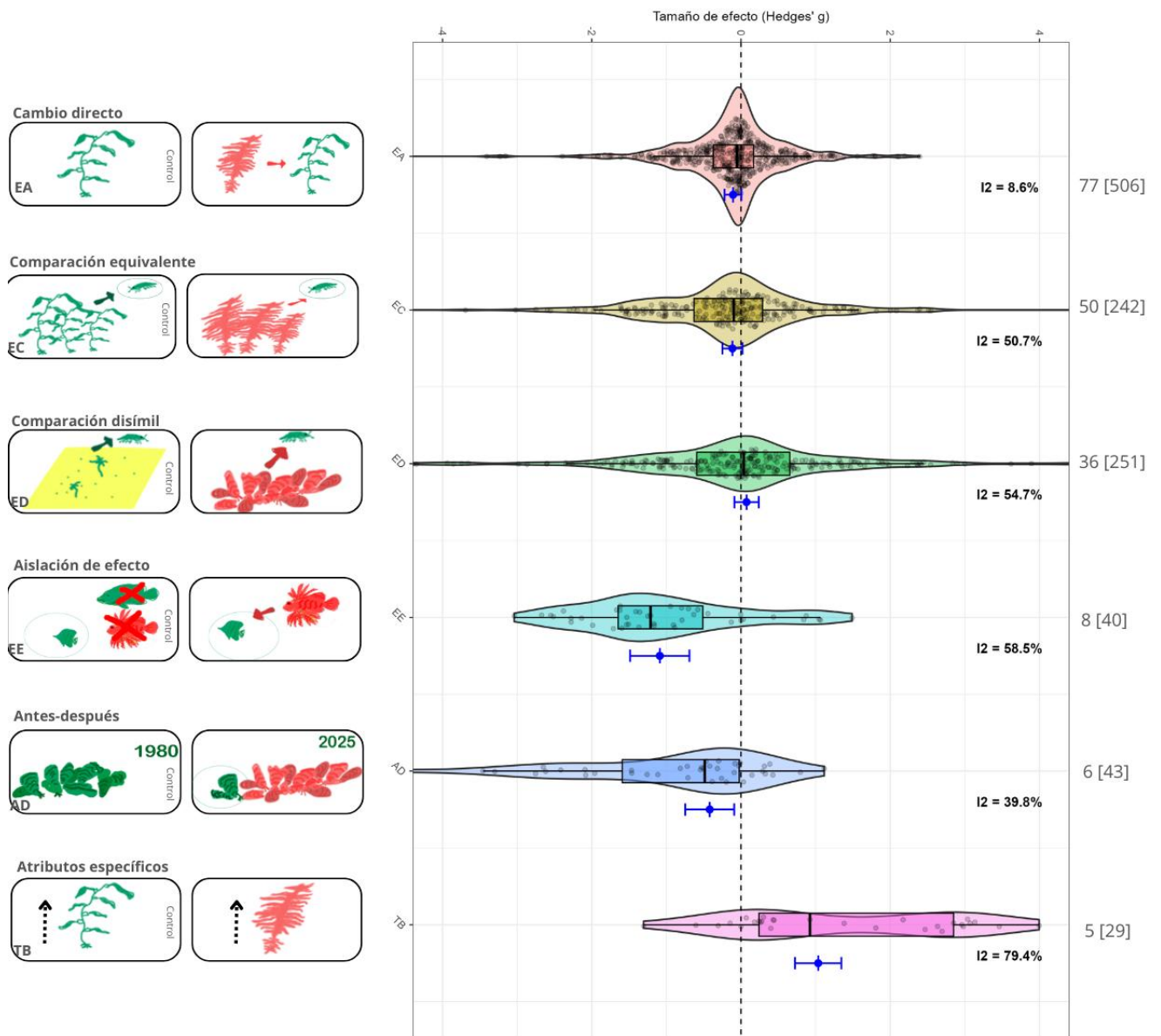


Figura 13. Distribución de tamaños del efecto (Hedges' g) por tipo de elección de control. Violines = densidad de observaciones individuales; boxplots = mediana y cuartiles (bigotes hasta 1.5 veces el rango intercuartílico). La línea y barra horizontales en azul muestran la estimación del efecto y su IC95% para cada diseño (modelo rma.mv con efectos aleatorios por estudio y por especie). La etiqueta sobre cada panel indica el I^2 total calculado por diseño (proporción de heterogeneidad no atribuible al error de muestreo). Hedges' $g = 0$ (línea punteada) indica ausencia de efecto. Los números en el extremo derecho se refieren al número de estudios [obs] indica cuántos estudios independientes utilizaron ese diseño; el número entre corchetes se refiere al total de observaciones.

Los diseños EE y AD también presentaron valores elevados o intermedios de heterogeneidad ($I^2_{\text{total}} = 58.5\%$ y 39.8% , respectivamente), pero con estructura contrastante: en EE la variación fue casi totalmente observacional ($I^2_{\text{obs}} \approx 100\%$, $I^2_{\text{EI}} \sim 0\%$), mientras que en AD la heterogeneidad se distribuyó con un peso considerable de la identidad de la especie ($I^2_{\text{EI}} \approx 40\%$). Gráficamente, EE se mostró como una nube amplia y abierta, mientras que AD permaneció más compacta, pero con diferencias atribuibles al origen biológico.

Finalmente, los diseños TB registraron la heterogeneidad más alta del conjunto ($I^2_{\text{total}} = 79.4\%$), dominada casi exclusivamente por variación entre observaciones ($I^2_{\text{obs}} \approx 79\%$, $I^2_{\text{EI}} \sim 0\%$). Este patrón se refleja en el gráfico como una dispersión extensa a través de todo el rango de efectos, coherente con una fuerte dependencia del contexto temporal y de muestreo.

3.2.6 Tipo de metodología

El tipo de metodología utilizada explicó una fracción significativa de la variación observada en los tamaños del efecto ($QM (df = 5) = 11.75, p = 0.038$) (Figura 14). El único método con un efecto claramente distinto fue el de experimentos controlados, que mostró un impacto negativo significativo ($-0.27 \pm 0.08; p = 0.0008$). Los otros métodos —muestreos activos, censos visuales, *in situ*, y cámaras— no difirieron significativamente del cero (en todos los casos $p > 0.08$), lo que sugiere que estos enfoques tienden a detectar efectos pequeños o altamente variables.

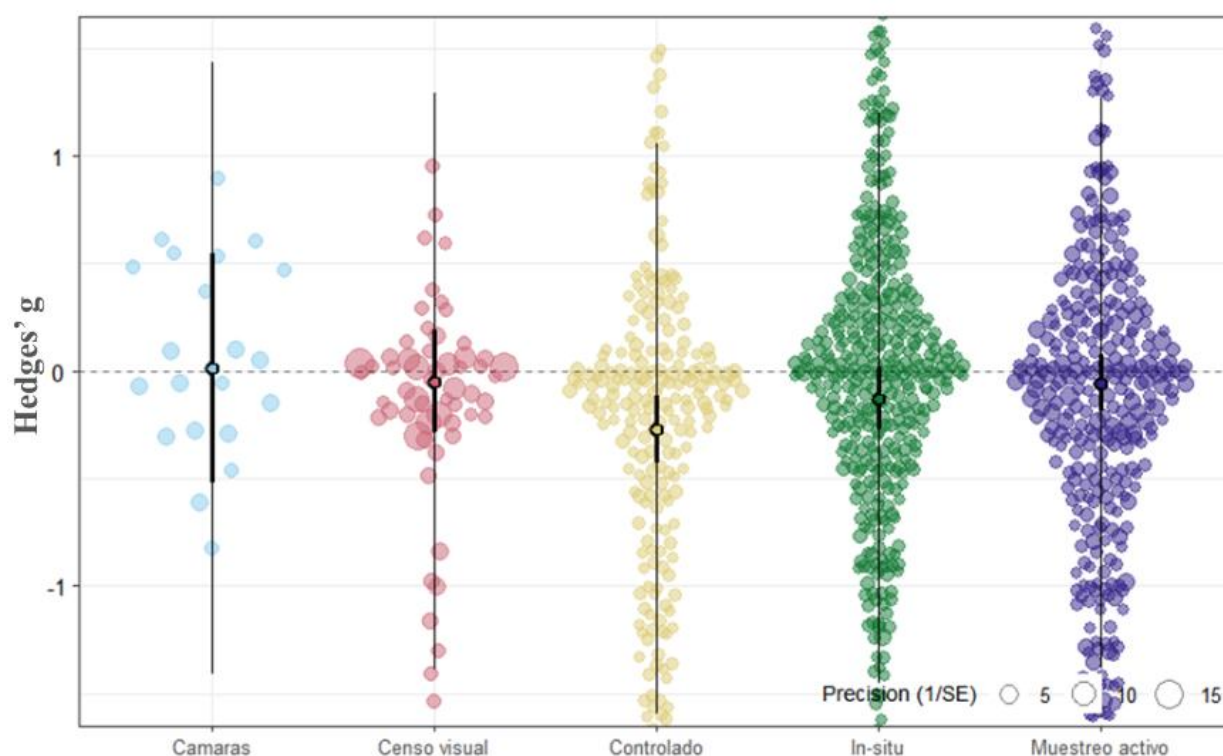


Figura 14. Variación de Hedges' g modelada, entre estudios con distintos tipos de metodología. Los puntos con transparencia representan las estimaciones del tamaño del efecto de cada estudio individual. Su tamaño responde al nivel de precisión de la estimación calculada como error estándar⁻¹. Los círculos con bordes negros representan el efecto medio para cada método estimado por el modelo global y las barras de error asociadas representan dos niveles de incertidumbre: la línea gruesa indica el Intervalo de Confianza del 95% (incertidumbre sobre la media), mientras que la línea fina representa el Intervalo de Predicción del 95% (variabilidad esperada de los efectos entre estudios).

4. DISCUSIÓN

En esta tesina se identificaron dos patrones principales en la evidencia disponible sobre especies introducidas (EI) marinas. Por un lado, la evidencia que vincula a las EI con procesos de extinción resulta, en la mayoría de los casos, débil, basada predominantemente en inferencias indirectas o en opinión de expertos. Por otro lado, la evidencia empírica sobre sus efectos ecológicos muestra una distribución desigual, con vacíos de información, sesgos geográficos, taxonómicos y hacia un número reducido de especies intensamente estudiadas.

Asimismo, la heterogeneidad observada no se restringe únicamente a qué se estudia, sino también a cómo se evalúan los efectos. En particular, los resultados muestran que la elección del control o sistema de referencia se asocia a diferencias sistemáticas en la magnitud, dirección y variabilidad de los efectos. En este sentido, la estimación del impacto no sólo depende del contraste ecológico, sino también de su dimensión temporal e histórica, ya que los efectos emergen de comparaciones entre configuraciones ecológicas que pueden diferir tanto en estructura como en temporalidad.

Extinciones

La principal arista, difícilmente objetable, que podría sostener la consideración de las EI como una amenaza para la biodiversidad en sistemas marino, se basa en cómo las EI marinas llevan a la extinción a otras especies (Clavero y García-Berthou, 2005; Roy et al., 2024). Sin embargo, los resultados sugieren que las extinciones globales se apoyan mayoritariamente en evidencia especulativa basada en opiniones de expertos y datos observacionales sin datos cuantitativos, confirmándose así la primera hipótesis del trabajo. Este hecho no es enteramente novedoso, ya que fue sugerido (Gurevitch y Padilla 2004) y detectado en el pasado (Wallach y Lundgren 2025). Teniendo en cuenta que la mayoría de las extinciones (seis de las siete) fueron registradas

antes de 1915, se ha argumentado sobre la posibilidad de que la evidencia disponible sea difícil de obtener (Simberloff 2005).

Los resultados del presente trabajo parecen dar crédito a lo sugerido por Simberloff (2005), en el sentido de que la evidencia de plausibilidad que vincula a las especies introducidas (EI) marinas con procesos de extinción es baja, al igual que ocurre con otros estresores. Sin embargo, al evaluar los casos disponibles, se observa que las extinciones rara vez pueden atribuirse exclusivamente a las EI, y la plausibilidad explicativa de otros estresores resulta, en la mayoría de los casos mayor que la evidencia que sostiene a las EI como causante; y en aquellos casos en los que las EI actúan como estresor único, la evidencia se basa principalmente en opinión de expertos.

En relación con las extirpaciones, la evidencia disponible resulta levemente mayor. Considerando que cerca del 70% de las extirpaciones se registraron a partir de 1990, cabría esperar mayor evidencia empírica que relacione a las EI con dichas extirpaciones, en función del mayor conocimiento científico disponible. Sin embargo, para cerca de la mitad de las especies extirpadas, los estresores alternativos presentan una plausibilidad causal superior a la atribuida a las EI. En este contexto, resulta necesario destacar que la evidencia basada en comparaciones de presencia–ausencia o en correlaciones espaciales y temporales simples (55%), así como en la opinión de expertos (20%), no constituye por sí misma una demostración causal (Hill 1965) del rol de las especies introducidas en las extirpaciones. Tales aproximaciones sólo adquieren fuerza explicativa cuando la presencia de la EI se interpreta *a priori* como suficiente para explicar el desplazamiento o la desaparición de las especies nativas. Sin embargo, atendiendo a la dificultad de demostrar causalidad en ecología (Hill 1965, Underwood 1997, Brook et al. 2008), una explicación alternativa podría darse siguiendo la

evidencia que muestra la concurrencia de otros estresores alternativos y/o por procesos de sustitución (Zwerschke et al. 2020) o de “acomodación” ecológica (“accomodation”, Briggs 2010). En consecuencia, sin un diseño que permita discriminar mecanismos, la asociación entre una extirpación y la presencia de una EI resulta compatible con múltiples interpretaciones causales, y no puede ser considerada evidencia concluyente de impacto directo.

Finalmente, al abordarse como un estresor con efectos problemáticos globales, la ecología de invasiones tiende a apoyarse en marcos teóricos desarrollados principalmente en ambientes terrestres (Williams y Grosholz 2008). Esta transferencia conceptual no siempre es explícita y puede generar inconsistencias: en la evidencia causal discutida para extinciones o extirpaciones de especies marinas, las EI involucradas corresponden en muchos casos a especies terrestres (e.g. *Rattus rattus*, *Felis catus*; Figura 7). Esto plantea la cuestión de si dichos eventos deberían atribuirse a EI marinas o hasta qué punto estos casos son representativos del funcionamiento de las EI en sistemas marinos.

Impactos

Una segunda línea de evidencia en la literatura sobre EI marinas se centra en la cuantificación de sus impactos ecológicos. En este sentido, aunque el 77% de las medidas de impacto evaluadas no resultaron significativas, el metaanálisis de Anton et al. (2019, 2020) reporta, en promedio, efectos negativos estadísticamente significativos, aunque de magnitud reducida en atributos ecológicos de los sistemas marinos ($g = -0.14 \pm 0.10$). Más allá de las discusiones metodológicas en torno a la agregación de estos datos (Anton et al. 2020, Solgaard Thomsen 2020), estos resultados constituyen una referencia clave a escala global. En este trabajo, se busca complementar esta síntesis cuantitativa incorporando información sobre la distribución

de los efectos, con el objetivo de aportar un marco ecológico que permita interpretar su heterogeneidad, así como los posibles sesgos asociados a su estimación.

Al evaluar cómo se distribuyen los impactos, se observan sesgos geográficos y taxonómicos. Geográficamente, existe un mayor número de estudios de impactos en las regiones templadas de Norteamérica y Europa, mientras que Sudamérica, África, Asia y en menor medida Australasia están subrepresentados (Figura 9), lo cual parecería estar más relacionado al nivel de estudios que cada área destina que por la cantidad de EI en esas áreas (Watkins et al. 2021). Este tipo de sesgos son comunes para las distintas ramas de la ecología (Martin et al. 2012, Trimble y van Aarde 2012, White et al. 2021). En los grupos taxonómicos, la información de impacto se concentra en tres grupos: Plantas, Moluscos y Algas, mientras que los diez grupos restantes sólo concentran un 30,82% (figura 8). Las especies más estudiadas tampoco pertenecen a los grupos con más introducciones conocidas en el medio marino: cordados (peces y tunicados) y artrópodos (Costello et al. 2021, Watkins et al. 2021).

Los resultados muestran, además, que la evidencia de impacto ecológico de las EI marinas presenta sesgos dentro de cada taxón, con una o unas pocas especies concentrando la mayor parte de los estudios disponibles. En particular, alrededor de un tercio de los estudios se realizaron sobre solo 7 de las 76 EI analizadas, y en ciertos grupos este patrón se hace más extremo (e.g. *Pterois volantis* concentra el 85,71% de los estudios en peces). En línea con estos resultados, Watkins et al. (2021) ya habían señalado que la literatura sobre EI marinas está dominada por unas pocas especies y que menos del 10% de las mismas han sido evaluadas por sus impactos ecológicos. Los hallazgos en este trabajo extienden esta observación, mostrando que esta concentración no sólo afecta al conocimiento general de las EI, sino específicamente a la cuantificación de sus impactos ecológicos.

La distribución geográfica y taxonómica de los estudios de impacto ecológico no parece ser representativa de los sistemas marinos. Más bien, sugiere una selectividad de la investigación (Geraldi et al. 2019) que puede distorsionar la percepción del “impacto típico” de las EI marinas, construida a partir de un subconjunto muy reducido de EI.

Sesgos geográficos y taxonómicos no son novedosos en el estudio de EI. En un ya clásico trabajo, Pysek et al. (2008) muestra que, pese a que los grandes grupos de EI están bien estudiados, gran parte de la información proviene de las EI más dañinas y contiene un fuerte sesgo geográfico. De manera análoga Hulme et al. (2013) muestra cómo los estudios de impactos de plantas introducidas tienen sesgos en la biogeografía, formas de vida, respuestas medidas y en el tratamiento de la variabilidad espacial, concentrándose cerca del 35% de los estudios en tan solo ocho especies. A escala empírica más amplia, Crystal-Ornelas y Lockwood (2020) mostraron que la evidencia de impacto está sesgada hacia medidas de nivel de población o comunidad, con escasa información en otras escalas (e.g, fisiológicas, comportamentales, largos periodos temporales o una variedad amplia de ecosistemas), lo que deja muchos “baches” en la fundamentación de hipótesis de invasión.

En este contexto, distintos autores han señalado la necesidad de ampliar la base empírica y desarrollar marcos teóricos más integradores (Pysek et al. 2008, Hulme et al. 2013, Crystal-Ornelas y Lockwood 2020, Courchamp et al. 2026). Estas propuestas reflejan, en parte, la dificultad de establecer patrones generales a partir de una evidencia fragmentaria y heterogénea, y ponen de relieve el desafío de interpretar los efectos de las EI en ausencia de hipótesis ampliamente generalizables (Catford et al. 2009b; Hulme et al. 2013).

Una alternativa es considerar primero los impactos y luego el origen (Figuro et al. 2026). Dado que el número de especies introducidas supera ampliamente al de aquellas evaluadas

empíricamente (Watkins et al. 2021), la evidencia actual se construye necesariamente a partir de un subconjunto reducido de casos, frecuentemente asociados a EI consideradas de alto impacto (Pyšek et al. 2008; Hulme et al. 2013). En este contexto es pertinente aclarar que, si bien la ausencia de información no puede interpretarse como ausencia de efecto, tampoco es correcto asumir que las EI para los que no se tiene información van a producir efectos (indeseables) tan sólo por ser consideradas EI. Más bien, los vacíos de información observados limitan el alcance de las inferencias posibles. Esto plantea una cuestión central: en qué medida los patrones observados reflejan propiedades generales del fenómeno, y en qué medida son el resultado de la selección de los casos de estudio y de las preguntas que la disciplina ha priorizado.

Marcos conceptuales implícitos en la medición del impacto

Ante las limitaciones empíricas de la evidencia disponible, resulta pertinente considerar también los marcos conceptuales que orientan su producción e interpretación. Diversos trabajos han señalado que los efectos de las EI son altamente dependientes del contraste ecológico utilizado (Boltovskoy et al. 2021; Figueroa et al. 2026) y que, al comparar especies nativas e introducidas, no emergen diferencias direccionales consistentes en distintos grupos taxonómicos (Lundgren et al. 2024; Howard et al. 2017; Forgione et al. 2022). Asimismo, se ha destacado que los efectos de las EI suelen ser fuertemente dependientes del contexto ecológico, variando en función de las condiciones ambientales, las interacciones bióticas y la escala de análisis (Catford et al. 2022, Sousa et al. 2024, Haubrock et al. 2025). Así una posibilidad, es que la forma en que se conceptualiza y evalúa el impacto podría influir, en tanto las preguntas de investigación y los contrastes utilizados tienden a priorizar ciertos tipos de efectos sobre otros (Fernández Pinto 2023).

En este sentido, la ecología de invasiones ha operado históricamente sobre un conjunto de principios teóricos implícitos (Simberloff 2005, Molnar et al. 2008, Pyšek et al. 2020, Carneiro et al. 2025), aun siendo amplios y a veces difusos (Catford et al. 2009b), dos resultan particularmente relevantes en relación con la medición del impacto: (i) la noción de que las EI constituyen una amenaza primaria para la biodiversidad nativa, frecuentemente asociada al marco de la homogeneización biótica, donde unas pocas especies “ganadoras” reemplazarían taxones y funciones locales a escala global (McKinney y Lockwood 1999, Olden y Rooney 2006); y (ii) el desplazamiento de las nativas, asunción de una ventaja competitiva intrínseca de las EI, expresada a través de hipótesis tales como “novel weapons” (Callaway y Ridenour 2004) o una mayor plasticidad fenotípica (Richards et al. 2006), entre otras.

Los resultados obtenidos sugieren que estos principios podrían estar influyendo sobre qué taxas es evaluado el impacto y contra qué sistema de referencia natural se compara. En particular, la mayor proporción de efectos se midió sobre comunidades nativas (Figura 11), lo que es consistente con intentos de evaluar reducciones de diversidad, funciones o cambios en la composición asociados a procesos de homogeneización biótica. Asimismo, más de un cuarto de los estudios comparó EI con especies nativas del mismo grupo taxonómico, lo que sugiere la puesta a prueba de hipótesis relacionadas con competencia y desplazamiento. Mientras que otras interacciones ecológicas, teniendo en cuenta los altos sesgos taxonómicos, no suelen ser estudiadas en profundidad.

Esta influencia conceptual también se refleja en la elección del diseño metodológico, que no se aplica de manera homogénea. Los efectos directos (EA) se concentran mayoritariamente a nivel de especie, mientras que los diseños comparativos equivalentes (EC) y disímiles (ED) dominan los estudios a nivel comunitario y ecosistémico (Figura 12). Esta estructura no parece ser

aleatoria, sino que vuelven a inmiscuirse marcos conceptuales implícitos: mientras los diseños directos (EA) capturan interacciones inmediatas entre una EI y una especie nativa, los diseños comparativos, EC y ED responden a preguntas asociadas a reemplazos funcionales, cambios en la composición comunitaria o estados ecosistémicos alternativos, coherentes con los principios de competencia, desplazamiento y homogeneización biótica discutidos previamente.

Otros tipos de diseño, con menor número de estudios, incluyen los efectos antes–después (AD), que asumen implícitamente la llegada de la EI como principal factor de cambio temporal en la comunidad nativa; los efectos aislados (EE), que tienden a maximizar la detección de impacto al focalizar interacciones puntuales aisladas o controladas, como depredación directa; y atributos funcionales (TB), que comparan características intrínsecas de las especies, como su capacidad de crecimiento o reproducción. Estos diseños suelen generar tamaños de efecto extremos, tanto negativos o positivos, al aislar mecanismos específicos, pero representan una minoría de los diseños. No obstante, en un contexto de evidencia taxonómica y geográficamente sesgada, estos enfoques adquieren un peso desproporcionado en la percepción del impacto global. Por ejemplo, en el caso de los crustáceos, los efectos negativos significativos reportados por Anton (2019) se sustentan principalmente en dos especies (*Carcinus maenas* y *Hemigrapsus sanguineus*). No obstante, más de la mitad de los estudios independientes asociados a estas conclusiones (5 de 9) emplean diseños de aislación de mecanismos (EE), un enfoque que tiende a amplificar la detección de impactos negativos al centrarse en interacciones específicas.

Magnitud y dirección de los efectos

En un metaanálisis, una media cercana a cero puede representar una concentración real de efectos débiles o una alta heterogeneidad producto de efectos positivos y negativos que se

compensan. Estos dos resultados implican escenarios ecológicos muy distintos (Nakagawa y Cuthill 2007, Nakagawa y Santos 2012, Nakagawa et al. 2017). En este sentido, la heterogeneidad deja de ser un problema estadístico a “corregir” y pasa a constituir una posible señal ecológica relevante en la direccionalidad de impactos, especialmente cuando se la interpreta en conjunto con los patrones de diseño y de elección de controles.

En los efectos directos (EA), donde se cuantifica el cambio de una variable relacionada a la especie nativa en presencia de la EI respecto de un control sin ella, los tamaños de efecto se agrupan estrechamente alrededor de cero (media = -0.11), con heterogeneidad muy baja ($I^2_{\text{total}} \approx 8\%$). De manera consistente, la enorme mayoría de estos efectos no resultaron significativos (92%). Este patrón contrasta con los principios usualmente mencionados en esta rama ecológica, que predicen disminuciones claras en especies nativas bajo competencia, depredación o procesos de homogeneización biótica (McKinney y Lockwood 1999, Callaway y Ridenour 2004). La ausencia de una direccionalidad negativa consistente en el diseño que más directamente captura interacciones ecológicas inmediatas pone en cuestión la idea de un impacto negativo inherente de las EI y por consecuente su inherente problemática de existir fuera de su rango nativo.

En contraste, los diseños comparativos equivalentes (EC) y disímiles (ED) muestran una dispersión mucho mayor de los tamaños de efecto ($I^2_{\text{total}} \approx 50\text{--}54\%$), con valores que abarcan desde efectos fuertemente negativos hasta positivos.

En el caso de diseños comparativos equivalentes, el impacto se define como la diferencia o contraste entre el efecto de la EI sobre otra especie, comunidad o ecosistema y el efecto de una especie nativa funcional o tróficamente equivalente a la EI, respondiendo a la pregunta de cómo cambian las funciones, abundancias o la composición cuando la EI ocupa un rol previamente

desempeñado por una especie nativa. Por ejemplo, la comparativa entre dos comunidades de invertebrados nativos, una asociada a la macroalga nativa y otra asociada a la macroalga exótica (figura 3).

De manera análoga, las comparaciones disímiles (ED) contrastan estados ecosistémicos estructuralmente diferentes, uno generado por la propia presencia de la EI (nuevo hábitat) y otro a su ausencia o estado histórico. En este caso, la direccionalidad del efecto emerge de la comparación entre configuraciones ecológicas alternativas, entre el nuevo sistema y el histórico. Por ejemplo, la comparación entre la comunidad de poliquetos asociada a un fondo blando arenoso y la comunidad de poliquetos asociada a un arrecife generado por bivalvos introducidos. Esto explica que la heterogeneidad observada en ED esté dominada por diferencias entre estudios ($I^2_{\text{obs}} = 39.8\%$) más que por la identidad de la EI ($I^2_{\text{EI}} = 14.9\%$) reflejando una fuerte dependencia del contexto y del sistema de referencia adoptado.

Las elecciones de control metodológico menos frecuentes: antes–después (AD), aislación de mecanismos (EE) y comparaciones centradas en atributos funcionales (TB) incorporan supuestos causales más fuertes o contrastes más acotados, lo que tiende a amplificar la señal del efecto observado (Tabla 4, Figura 11). En particular, los diseños antes–después (AD) asumen implícitamente que la llegada de la EI es el principal motor del cambio temporal. Los EE son estudios experimentales controlados, que permiten aislar un mecanismo, por ejemplo, para conocer si una especie puede depredar sobre otra. Si bien este enfoque en los resultados obtenidos demuestra la existencia de mecanismos negativos significativos, no informan sobre su frecuencia ni relevancia a escalas ecológicas más amplias, y su extrapolación como impacto generalizado implica una amplificación metodológica que puede sesgar el resultado general (Clements et al. 2022). En contraste, los diseños centrados en atributos funcionales (TB)

presentan efectos significativamente positivos y una heterogeneidad muy alta, reflejando comparaciones basadas en diferencias inherentes entre especies más que en cambios positivos inducidos sobre variables relacionadas a la especie nativa. En conjunto, aunque estos diseños representan una fracción minoritaria de la evidencia, pueden adquirir un peso interpretativo desproporcionado en un contexto de sesgos taxonómicos y geográficos.

Cabe destacar que, en ciertos diseños comparativos, puede producirse un fenómeno que aquí denominamos “facilitación negativa” (Figura 13, principalmente para EC y ED). Este surge cuando el estado o la especie nativa se utiliza como sistema de referencia normativo: en tales casos, el tamaño de efecto refleja una diferencia relativa entre estados ecológicos estructurales y temporales, y no necesariamente refleja el efecto funcional directo de la EI sobre el sistema, sino una diferencia relativa respecto del sistema de referencia utilizado. En este contexto, aun cuando una EI incremente la abundancia, la productividad o determinadas funciones del sistema respecto de otros estados posibles, si dichos valores resultan inferiores a los observados en el estado nativo de referencia, el efecto estimado será negativo. De este modo, la direccionalidad del efecto no implica necesariamente un deterioro ecológico, sino una desviación respecto del sistema de referencia elegido. Con esto no se pretende afirmar que el metaanálisis evalúe cambios de composición ni que los incrementos funcionales sean codificados como negativos *per se*. Se señala que, en comparaciones entre estados ecológicos alternativos, el signo del efecto es relativo al sistema de referencia. Por lo tanto, una especie introducida puede tener efectos funcionalmente positivos y, sin embargo, generar tamaños de efecto negativos cuando el estado nativo se utiliza como control normativo.

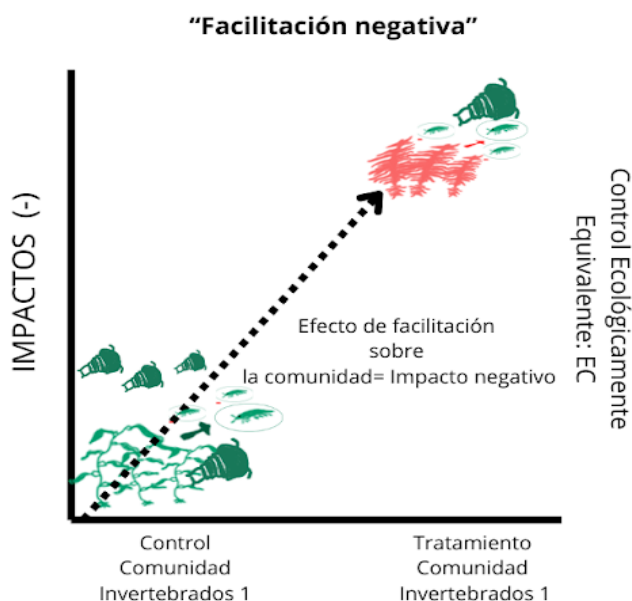


Figura 13. Esquema conceptual de “facilitación negativa” como consecuencia del sistema de referencia utilizado.

En conjunto, estos resultados indican que la magnitud y dirección de los efectos atribuidos a las EI marinas no pueden interpretarse de manera independiente de los diseños metodológicos y de los sistemas de referencia utilizados para su estimación. En este sentido, los impactos observados emergen como el resultado de comparaciones entre estados ecológicos definidos en función de marcos conceptuales que asumen el impacto como un riesgo *a priori* (Marris 2015, Sax et al. 2022). Sin embargo, si los impactos directos (EA), que provienen de las especies más estudiadas y capturan la interacción biológica inmediata, no muestran un patrón claro y presentan una heterogeneidad mínima, mientras que los efectos de mayor magnitud y variabilidad se concentran en los diseños comparativos (EC y ED), gran parte de esa heterogeneidad se explica como una señal de la divergencia histórica respecto a un sistema de referencia que empíricamente ya no existe. Al no haber un efecto direccionado en las interacciones directas, el 'impacto' se revela como una medida de la distancia estructural entre configuraciones ecológicas alternativas y el estado histórico (cf. Bocchi et al. 2025). Siguiendo

la lógica de “impacto sobre origen” (Figueroa et al. 2026) esto insta a la comunidad científica a repensar si esta aproximación al impacto es adecuada: lo que a menudo se mide y generaliza como un riesgo global para la biodiversidad es, en esencia, la expresión de una redistribución biogeográfica y un cambio histórico, y no necesariamente una degradación funcional intrínseca del sistema marino. Por lo tanto, la generalización del riesgo debe ser considerada con cautela, priorizando estudios que otorguen un sentido poblacional y comunitario a la redistribución del nuevo sistema (Magurran y Henderson 2010) en lugar de penalizar la divergencia respecto al pasado (Thomas 2020).

Limitaciones

Como se detalló previamente, es importante remarcar que tanto la evidencia robusta como la débil no deben interpretarse como confirmaciones de causalidad en relación con las extinciones. En este trabajo, el puntaje asignado funciona como un indicador relativo de la solidez de la evidencia disponible, y no como una validación o refutación definitiva de que una EI haya causado una extinción o extirpación. El objetivo es ponderar qué tan sustentado está cada mecanismo, no adjudicar causalidad en sentido estricto. Es posible también que existan otras fuentes documentadas de extinciones atribuidas a EI que no fueron consideradas en este trabajo, y analizarlas requerirá una búsqueda específica por ese tipo de información, como por ejemplo variables de distribución. No obstante, aun contando con excelente información biológica la relación causa - efecto de una extinción es difícil de determinar fehacientemente (Clavero y García-Berthou 2005), y los casos en los que la evidencia disponible se evaluó muestran que esa evidencia no señala a las EI como causa directa de extinción (Chew 2015, Wallach y Lundgren 2025). Otros aspectos, como por ejemplo si los peces anádromos pueden ser

considerados especies marinas, son independientes de la evidencia y obedecen a evaluaciones conceptuales.

Otro aspecto a tener en cuenta es la sustentación de causalidad para todos los estresores, es decir la evidencia disponible que es considerada “robusta” en el esquema de este trabajo y usualmente en la literatura (Hill 1965), no suele ser igual para todos los estresores. Por ejemplo, siendo más fácil obtener información del mecanismo cuando se habla de explotación directa que de las EI o el calentamiento global. Por lo que también sería interesante que se comparen los resultados de robustez, con otras especies extintas que no involucren a EI directamente y evaluar todos los demás estresores.

En lo referente a los metaanálisis, estos son herramientas robustas y ampliamente aceptadas, pero no están exentos de limitaciones: diferentes decisiones analíticas, especialmente la selección de moderadores o factores, pueden conducir a interpretaciones alternativas (Koricheva y Gurevitch 2014). El aporte de este trabajo intenta mostrar qué preguntas ecológicas subyacen a cada tipo de contraste y cómo estas influyen en la dirección y heterogeneidad del efecto. Sin embargo, al agrupar tantas hipótesis y estudios, los factores que actúan a la vez son altos y lo que se observa como una respuesta al diseño, puede ser una falsa señal. A futuro se podría estudiar en detalle esta hipótesis en mayor profundidad con los artículos publicados luego de Anton (2019).

Quizás el lector note que estás EI, no están diferenciadas en EI y EI invasora. Esta decisión responde, por un lado, a que la literatura utiliza ambos términos de manera ambigua (Pereyra 2016; Mattingly et al. 2020), pese a múltiples intentos de estandarización conceptual (Catford et al. 2009, Blackburn et al. 2011). Independientemente de las confusiones terminológicas, es sabido que las EI, aun cuando no avancen al estadio de “invasora”, pueden producir impactos

significativos (Colautti y MacIsaac 2004). Pero además se debe a una limitación empírica: la evidencia de impacto disponible es muy baja. Sólo el 5% de las EI registradas en WRiMS (≈ 81 spp.) han sido evaluadas formalmente (Watkins et al. 2021), y en este trabajo se evaluaron unas 76 especies. De estas, 19 poseen más de tres estudios independientes y un 63,16% se encuentra en la base de datos de las invasoras globales (GISD).

Finalmente, corresponde señalar que este trabajo no genera información de impacto nueva, sino que recopila y sintetiza la totalidad de la evidencia disponible hasta la fecha de los artículos utilizados. Resultaría valioso que futuros estudios complementen este análisis incorporando las publicaciones surgidas desde Anton et al. (2019) y Katsanevakis et al. (2023), ampliando así el alcance temporal y taxonómico de la base de datos.

Conclusiones y perspectivas futuras

En conjunto, los resultados de esta tesina indican que la evidencia del impacto de las especies introducidas (EI) marinas no parece sostenerse en la literatura como un fenómeno direccionalmente negativo o problemático para la biodiversidad global. En este sentido, el trabajo no niega la existencia de efectos ecológicos asociados a las EI ni desmerece los avances previos, reconociendo que la disciplina se ha desarrollado bajo condiciones de información inherentemente incompletas (Carlton y Schwindt 2024). Sin embargo, los resultados de este trabajo sugieren la necesidad de distinguir con mayor claridad entre considerar a las EI como un fenómeno biogeográfico global, lo cual es innegable (Sax 2002; Sax y Gaines 2003), y asumirlas como un estresor negativo universal en el medio marino.

Considerando, por un lado, la evidencia causal limitada de extinción atribuida a EI marinas y la dificultad de extrapolar patrones observados en un número reducido de especies, taxones y regiones geográficas al conjunto de las EI, y reconociendo, por otro lado, el amplio cuerpo de

trabajo desarrollado por la ecología de invasiones en los últimos años, este estudio recalca no sólo el vacío de información sino también los resultados del impacto y la importancia del sistema de referencia como factor en la interpretación ecológica, así como la dirección y magnitud de los impactos. En este sentido, constituye una base descriptiva de lo que se conoce de los impactos, mostrando que la magnitud y dirección de los efectos no son independientes de los diseños metodológicos ni de los sistemas de referencia empleados. Siendo estos resultados un indicio que se suma a otros autores, los cuales recalcan la alta heterogeneidad de los impactos de las EI, así como una prevalencia de efectos no significativos (Boltovskoy et al. 2021), podrían evidenciar el traslado de perspectivas morales o normativas propias que, aunque válidas en ciertos marcos de gestión, no deberían sobreponerse a la evidencia empírica disponible (Cardou y Vellend 2023, Pereyra et al. 2024).

Finalmente, en un océano condicionado por cambios abióticos acelerados y proyecciones de aumento de temperatura hacia el año 2100 (Cheng et al. 2022), las transformaciones biogeográficas parecen inevitables. La reorganización de la diversidad, entendida como la redistribución espacial de las especies, se perfila como un proceso dominante en los ecosistemas contemporáneos y futuros (Magurran y Henderson 2010, Magurran et al. 2018, Blowes et al. 2019), así como la generación de “nuevos” hábitats (Wilkinson 2004). Desde esta perspectiva, asumir *a priori* el efecto ecológico de las EI marinas como un problema de conservación aferrándose a principios que no se condicen con la evidencia empírica limitan la capacidad para comprender estos procesos. Más que reforzar mediciones de impacto basadas en los mismos contrastes conceptuales, el desafío futuro reside en desarrollar marcos integradores que reconozcan la complejidad, la heterogeneidad y la dependencia del contexto metodológico en los efectos ecológicos asociados a las EI marinas.

BIBLIOGRAFÍA

Anton A, Geraldi NR, Lovelock CE, Apostolaki ET, Bennett S, et al. (2019) Global ecological impacts of marine exotic species. *Nature Ecology & Evolution* 3 (5) : 787-800.

Anton A, Geraldi NR, Lovelock CE, Apostolaki ET, Bennett S, et al. (2020) Reply to: Indiscriminate data aggregation in ecological meta-analysis underestimates impacts of invasive species. *Nature Ecology & Evolution* 4 (3) : 315-317

Bailey SA (2015) An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine environments. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 18 (3) : 261-268

Bellard C, Cassey P, Blackburn TM (2016a) Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters* 12 (2) : 20150623

Blackburn TM, Bellard C, Ricciardi A (2019) Alien versus native species as drivers of recent extinctions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 17 (4) : 203-207

Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, et al. (2011) A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 26 (7) : 333-339

Blowes SA, Supp SR, Antão LH, Bates A, Bruelheide H, et al. (2019) The geography of biodiversity change in marine and terrestrial assemblages. *Science* 366 (6463) : 339-345

Bocchi F, Bokulich A, Brache LC, Grand-Pierre G, Watkins A (2025) Are We in a Sixth Mass Extinction? The Challenges of Answering and Value of Asking. *The British Journal for the Philosophy of Science* 76 (4) : 977-1010

Boltovskoy D, Correa NM, Burlakova LE, Karatayev AY, Thuesen EV, et al. (2021) Traits and impacts of introduced species: a quantitative review of meta-analyses. *Hydrobiologia* 848 (9) : 2225-2258

Boltovskoy D, Sylvester F, Paolucci EM (2018) Invasive species denialism: Sorting out facts, beliefs, and definitions. *Ecology and Evolution* 8 (22) : 11190-11198

Bortolus A, Schwindt E (2022) Biological invasions and human dimensions: We still need to work hard on our social perspectives. *Ecología Austral* 32 (2bis) : 767-783

Briggs JC (2010) Marine biology: the role of accommodation in shaping marine biodiversity. *Marine Biology* 157 (10) : 2117-2126

Brook B, Sodhi N, Bradshaw C (2008) Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution* 23 (8) : 453-460

Buckley YM, Catford J (2016) Does the biogeographic origin of species matter? Ecological effects of native and non-native species and the use of origin to guide management. *Journal of Ecology* 104 (1) : 4-17

Butchart SHM, Walpole M, Collen B, van Strien A, Scharlemann JPW, et al. (2010) Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* 328 (5982) : 1164-1168

Callaway RM, Ridenour WM (2004) Novel weapons: invasive success and the evolution of increased competitive ability. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2 (8) : 436-443

Cardou F, Vellend M (2023) Stealth advocacy in ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 280 : 109968

Carlton J, Ruiz G, Mooney H, Mack RN, Mcneely J, et al. (2005) Vector science and integrated vector management in bioinvasion ecology: conceptual frameworks.

Carlton JT, Schwindt E (2024) The assessment of marine bioinvasion diversity and history. *Biological Invasions* 26 (1) : 237-298

Carneiro L, Leroy B, Capinha C, Bradshaw CJA, Bertolino S, et al. (2025) Typology of the ecological impacts of biological invasions. *Trends in Ecology & Evolution* 40 (6) : 563-574

Catford JA, Jansson R, Nilsson C (2009) Reducing redundancy in invasion ecology by integrating hypotheses into a single theoretical framework. *Diversity and Distributions* 15 (1) : 22-40

Catford JA, Wilson JRU, Pyšek P, Hulme PE, Duncan RP (2022) Addressing context dependence in ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 37 (2) : 158-170

Cheng L, von Schuckmann K, Abraham JP, Trenberth KE, Mann ME, et al. (2022) Past and future ocean warming. *Nature Reviews Earth & Environment* 3 (11) : 776-794

Chew MK (2015) Ecologists, environmentalists, experts, and the invasion of the «second greatest threat»

Clavero M, García-Berthou E (2005) Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution* 20 (3) : 110-110

Clements JC, Sundin J, Clark TD, Jutfelt F (2022) Meta-analysis reveals an extreme “decline effect” in the impacts of ocean acidification on fish behavior. *PLOS Biology* 20 (2) : e3001511

Colautti RI, MacIsaac HJ (2004) A neutral terminology to define ‘invasive’ species. *Diversity and Distributions* 10 (2) : 135-141

Correa N, Boltovskoy D (2023) Alien invasive species: a major driver of native species declines and extinctions?

Costello MJ, Dekeyser S, Galil B, Hutchings P, Katsanevakis S, et al. (2021) Introducing the World Register of Introduced Marine Species (WRiMS). *Management of Biological Invasions* 12 (4) : 792-811

Courchamp F, Klippel G, Angulo E, Arbieu U, Bang A, et al. (2026) Quantifying the Magnitude of Biological Invasions Using Total Biomass. *BioScience* : biae195

Crystal-Ornelas R, Lockwood JL (2020) The ‘known unknowns’ of invasive species impact measurement. *Biological Invasions* 22 (4) : 1513-1525

Davis MA, Chew MK, Hobbs RJ, Lugo AE, Ewel JJ, et al. (2011) Don’t judge species on their origins. *Nature* 474 (7350) : 153-154

Deeks JJ, Higgins JP, Altman DG (2008) Analysing Data and Undertaking Meta-Analyses. En: *Cochrane Handbook for Systematic Reviews of Interventions*. John Wiley & Sons, Ltd pp 243-296

Dueñas M-A, Hemming DJ, Roberts A, Diaz-Soltero H (2021) The threat of invasive species to IUCN-listed critically endangered species: A systematic review. *Global Ecology and Conservation* 26 : e01476

Early R, Bradley BA, Dukes JS, Lawler JJ, Olden JD, et al. (2016) Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications* 7 (1) : 12485

Enders M, Havemann F, Ruland F, Bernard-Verdier M, Catford JA, et al. (2020) A conceptual map of invasion biology: Integrating hypotheses into a consensus network. *Global Ecology and Biogeography* 29 (6) : 978-991

Fernández Pinto M (2023) Methodological and Cognitive Biases in Science: Issues for Current Research and Ways to Counteract Them. *Perspectives on Science* 31 (5) : 535-554

Figuerola A, Munguía S, Heinen JT (2026) Impact over Origin: Rethinking management of introduced species in novel ecosystems. *BioScience* : biag034

Galil B, Boero F, Frascchetti S, Piraino S, Campbell M, et al. (2015) The Enlargement of the Suez Canal and Introduction of Non-Indigenous Species to the Mediterranean Sea. *Limnology and Oceanography Bulletin* 24 (2) : 43-45

Geraldi NR, Anton A, Lovelock CE, Duarte CM (2019) Are the ecological effects of the “worst” marine invasive species linked with scientific and media attention? *PLOS ONE* 14 (4) : e0215691

GBIF Secretariat (2025) *Global Biodiversity Information Facility (GBIF)*. GBIF, Copenhagen, Denmark.

Grosholz ED, Crafton RE, Fontana RE, Pasari JR, Williams SL, et al. (2015) Aquaculture as a vector for marine invasions in California. *Biological Invasions* 17 (5) : 1471-1484

Haubrock PJ, Everts T, Abreo NAS, Bojko J, Deklerck V, et al. (2025) The impacts of biological invasions. *Biological Reviews* : brv.70124

Haubrock PJ, Soto I, Ahmed DA, Ansari AR, Tarkan AS, et al. (2024) Biological invasions are a population-level rather than a species-level phenomenon. *Global Change Biology* 30 (5) : e17312

Hill AB (1965) The Environment and Disease: Association or Causation? *Proceedings of the Royal Society of Medicine* 58 (5) : 295-300

Hogue AS, Breon K (2022) The greatest threats to species. *Conservation Science and Practice* 4 (5) : e12670

Hulme PE, Pyšek P, Jarošík V, Pergl J, Schaffner U, et al. (2013) Bias and error in understanding plant invasion impacts. *Trends in Ecology & Evolution* 28 (4) : 212-218

IPBES (2019) Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services

Jaureguiberry P, Titeux N, Wiemers M, Bowler DE, Coscieme L, et al. (2022) The direct drivers of recent global anthropogenic biodiversity loss. *Science Advances* 8 (45) : eabm9982

Jeschke JM, Gómez Aparicio L, Haider S, Heger T, Lortie CJ, et al. (2012) Support for major hypotheses in invasion biology is uneven and declining

Jeschke JM, Heger T, Kraker P, Schramm M, Kittel C, et al. (2021) Towards an open, zoomable atlas for invasion science and beyond. *NeoBiota* 68 : 5-18

Keck F, Peller T, Alther R, Barouillet C, Blackman R, et al. (2025) The global human impact on biodiversity. *Nature* 641 (8062) : 395-400

Koricheva J, Gurevitch J (2014) Uses and misuses of meta-analysis in plant ecology. *Journal of Ecology* 102 (4) : 828-844

Koricheva J, Gurevitch J, Mengersen K (2013) *Handbook of Meta-analysis in Ecology and Evolution*. Princeton University Press

Lundgren EJ, Bergman J, Trepel J, Le Roux E, Monsarrat S, et al. (2024) Functional traits—not nativeness—shape the effects of large mammalian herbivores on plant communities. *Science* 383 (6682) : 531-537

Magurran AE, Deacon AE, Moyes F, Shimadzu H, Dornelas M, et al. (2018) Divergent biodiversity change within ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 115 (8) : 1843-1847

Magurran AE, Henderson PA (2010) Temporal turnover and the maintenance of diversity in ecological assemblages. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365 (1558) : 3611-3620

Marris C (2015) The Construction of Imaginaries of the Public as a Threat to Synthetic Biology. *Science as Culture* 24 (1) : 83-98

Martin LJ, Blossey B, Ellis E (2012) Mapping where ecologists work: biases in the global distribution of terrestrial ecological observations. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10 (4) : 195-201

Mattingly KZ, Pelletier TA, Lanterman J, Frevola D, Stucke B, et al. (2020) Disconnects between Communicated Impact and Ecological Impact of Biological Invasions. *BioScience* 70 (3) : 252-263

McKinney ML, Lockwood JL (1999) Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution* 14 (11) : 450-453

Moles AT, Flores-Moreno H, Bonser SP, Warton DI, Helm A, et al. (2012) Invasions: the trail behind, the path ahead, and a test of a disturbing idea. *Journal of Ecology* 100 (1) : 116-127

Molnar JL, Gamboa RL, Revenga C, Spalding MD (2008) Assessing the global threat of invasive species to marine biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment* 6 (9) : 485-492

Nakagawa S, Cuthill IC (2007) Effect size, confidence interval and statistical significance: a practical guide for biologists. *Biological Reviews* 82 (4) : 591-605

Nakagawa S, Noble DWA, Senior AM, Lagisz M (2017) Meta-evaluation of meta-analysis: ten appraisal questions for biologists. *BMC Biology* 15 (1) : 18

Nakagawa S, Santos ESA (2012) Methodological issues and advances in biological meta-analysis. *Evolutionary Ecology* 26 (5) : 1253-1274

Nikolaou A, Katsanevakis S (2023) Marine extinctions and their drivers. *Regional Environmental Change* 23 (3) : 88

Norris RH, Webb JA, Nichols SJ, Stewardson MJ, Harrison ET (2012) Analyzing cause and effect in environmental assessments: using weighted evidence from the literature. *Freshwater Science* 31 (1) : 5-21

Olden JD, Rooney TP (2006) On defining and quantifying biotic homogenization. *Global Ecology and Biogeography* 15 (2) : 113-120

Pereyra PJ, de la Barra P, Amione LLD, Arcángel A, Marelló Buch BM, et al. (2025) Human beings and the species they introduce are not a “cancer” of Planet Earth. *BioScience* 75 (5) : 351-353

Pereyra PJ, De La Barra P, Amione LLD, Arcángel A, Marelló Buch BM, et al. (2024) Systematic and persistent bias against introduced species. *BioScience* : biad114

Pyšek P, Hulme PE, Simberloff D, Bacher S, Blackburn TM, et al. (2020) Scientists’ warning on invasive alien species. *Biological Reviews* 95 (6) : 1511-1534

Pysek P, Richardson DM, Pergl J, Jarosík V, Sixtová Z, et al. (2008) Geographical and taxonomic biases in invasion ecology. *Trends in Ecology & Evolution* 23 (5) : 237-244

Ricciardi A, Hoopes MF, Marchetti MP, Lockwood JL (2013) Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecological Monographs* 83 (3) : 263-282

Richards CL, Bossdorf O, Muth NZ, Gurevitch J, Pigliucci M (2006) Jack of all trades, master of some? On the role of phenotypic plasticity in plant invasions. *Ecology Letters* 9 (8) : 981-993

Richardson DM, Pyšek P (2007) Elton, C.S. 1958: The ecology of invasions by animals and plants. London: Methuen. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment* 31 (6) : 659-666

Robertson PA, Mill AC, Adriaens T, Moore N, Vanderhoeven S, et al. (2021) Risk Management Assessment Improves the Cost-Effectiveness of Invasive Species Prioritisation. *Biology* 10 (12) : 1320

Roy HE, Pauchard A, Stoett P, Renard Truong T (2024a) IPBES Invasive Alien Species Assessment: Full report

Roy HE, Pauchard A, Stoett P, Renard Truong T, Bacher S, et al. (2024b) IPBES Invasive Alien Species Assessment: Summary for Policymakers

Saban K, Wiens J (2025) Data from: Unpacking the extinction crisis: rates, patterns, and causes of recent extinctions in plants and animals

Sagoff M (2020) Fact and value in invasion biology. *Conservation Biology* 34 (3) : 581-588

Sax DF (2002) Native and naturalized plant diversity are positively correlated in scrub communities of California and Chile. *Diversity and Distributions* 8 (4) : 193-210

Sax DF, Gaines SD (2003) Species diversity: from global decreases to local increases. *Trends in Ecology & Evolution* 18 (11) : 561-566

Sax DF, Schlaepfer MA, Olden JD (2022) Valuing the contributions of non-native species to people and nature. *Trends in Ecology & Evolution* 37 (12) : 1058-1066

Seebens H, Blackburn TM, Dyer EE, Genovesi P, Hulme PE, et al. (2017) No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications* 8 (1) : 14435

Seebens H, Meyerson LA, Richardson DM, Lenzner B, Tricarico E, et al. (2025) Biological invasions: a global assessment of geographic distributions, long-term trends, and data gaps. *Biological Reviews* 100 (6) : 2542-2583

Sih A, Bolnick DI, Luttbeg B, Orrock JL, Peacor SD, et al. (2010) Predator–prey naïveté, antipredator behavior, and the ecology of predator invasions. *Oikos* 119 (4) : 610-621

Simberloff D (2005) Non-native Species DO Threaten the Natural Environment! *Journal of Agricultural and Environmental Ethics* 18 (6) : 595-607

Simberloff D (2013) *Invasive Species: What Everyone Needs to Know*. OUP USA

Simberloff D, Bortolus A, Carlton JT, Courchamp F, Cuthbert RN, et al. (2024) Systematic and persistent bias against invasion science: Framing conservation scientists. *BioScience* : biae029

Simberloff D, Martin J-L, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, et al. (2013) Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28 (1) : 58-66

Solgaard Thomsen M (2020) Indiscriminate data aggregation in ecological meta-analysis underestimates impacts of invasive species. *Nature Ecology & Evolution* 4 (3) : 312-314

Soto I, Balzani P, Carneiro L, Cuthbert RN, Macêdo R, et al. (2024) Taming the terminological tempest in invasion science. *Biological Reviews* 99 (4) : 1357-1390

Sousa R, Nogueira JG, Padilha J (2024) Moving from the species to the population level in biological invasions. *Global Change Biology* 30 (7) : e17396

Spalding MD, Fox HE, Allen GR, Davidson N, Ferdaña ZA, et al. (2007) Marine Ecoregions of the World: A Bioregionalization of Coastal and Shelf Areas. *BioScience* 57 (7) : 573-583

Thomas CD (2020) The development of Anthropocene biotas. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 375 (1794) : 20190113

Thomsen MS, Wernberg T, South PM, Schiel DR (2016) To include or not to include (the invader in community analyses)? That is the question. *Biological Invasions* 18 (6) : 1515-1521

Tickner D, Opperman JJ, Abell R, Acreman M, Arthington AH, et al. (2020) Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *Bioscience* 70 (4) : 330-342

Trimble MJ, van Aarde RJ (2012) Geographical and taxonomic biases in research on biodiversity in human-modified landscapes. *Ecosphere* 3 (12) : art119

Underwood AJ (1997) Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance. Cambridge University Press

Vaz AS, Kueffer C, Kull CA, Richardson DM, Schindler S, et al. (2017) The progress of interdisciplinarity in invasion science. *Ambio* 46 (4) : 428-442

Viechtbauer W (2010) Conducting Meta-Analyses in R with the metafor Package. *Journal of Statistical Software* 36 : 1-48

Vilà M, Basnou C, Pyšek P, Josefsson M, Genovesi P, et al. (2010) How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8 (3) : 135-144

Wallach AD, Lundgren EJ (2025) Review of evidence that foxes and cats cause extinctions of Australia's endemic mammals. *BioScience* : biaf046

Watkins HV, Yan HF, Dunic JC, Côté IM (2021) Research biases create overrepresented “poster children” of marine invasion ecology. *Conservation Letters* 14 (3) : e12802

White CR, Marshall DJ, Chown SL, Clusella-Trullas S, Portugal SJ, et al. (2021) Geographical bias in physiological data limits predictions of global change impacts. *Functional Ecology* 35 (7) : 1572-1578

Wilcove DS, Rothstein D, Dubow J, Phillips A, Losos E (1998) Quantifying Threats to Imperiled Species in the United States. *BioScience* 48 (8) : 607-615

Wilkinson DM (2004) The parable of Green Mountain: Ascension Island, ecosystem construction and ecological fitting. *Journal of Biogeography* 31 (1) : 1-4

Williams SL, Grosholz ED (2008) The Invasive Species Challenge in Estuarine and Coastal Environments: Marrying Management and Science. *Estuaries and Coasts* 31 (1) : 3-20

WoRMS Editorial Board (2025) World Register of Marine Species (WoRMS). Flanders Marine Institute, Ostend, Belgium.

Zwerschke N, Eagling L, Roberts D, O'Connor N (2020) Can an invasive species compensate for the loss of a declining native species? Functional similarity of native and introduced oysters. *Marine Environmental Research* 153 : 104793