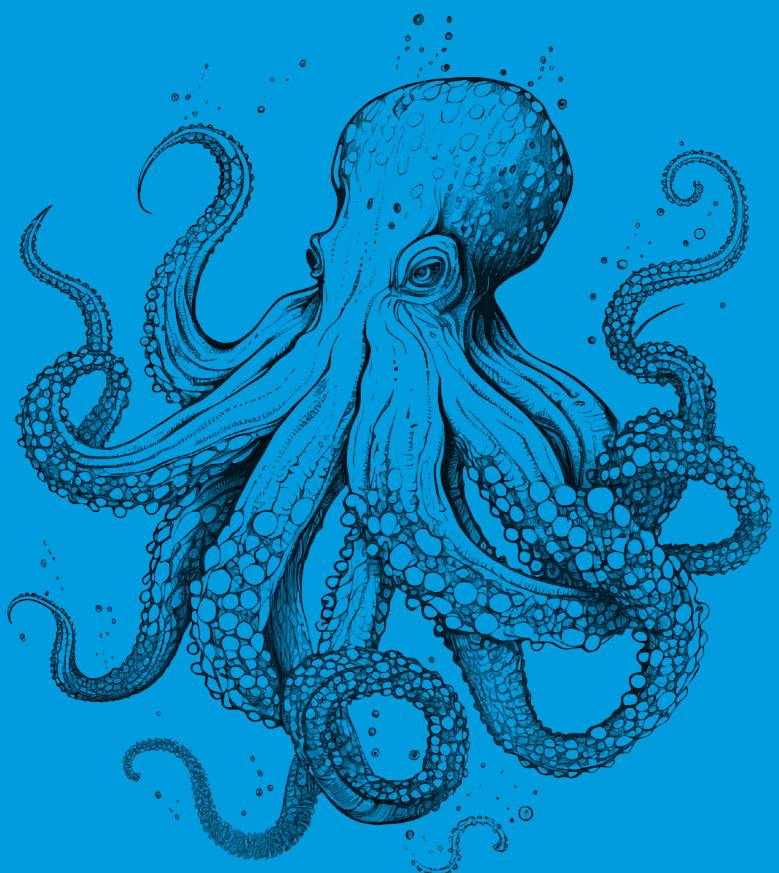


EVALUACIÓN DEL MEDIO MARINO DM NORATLÁNTICA



Tercer ciclo de estrategias marinas

DESCRIPTOR 4 Redes tróficas

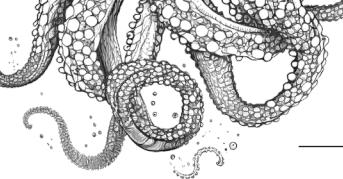


Cofinanciado por
la Unión Europea



Fondos Europeos

ESTRATEGIAS
MARINAS
Protegiendo el mar para todos



MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO



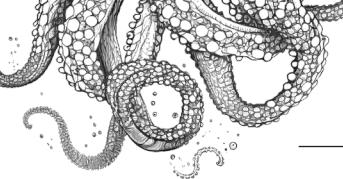
Aviso legal: Los contenidos de esta publicación podrán ser reutilizados citando la fuente, y la fecha, en su caso, de la última actualización.

Edita: © Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO). Madrid 2024.

NIPO: 665-25-050-2

Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado: <https://cpage.mpr.gob.es>

MITECO: www.miteco.es



Autores del documento

INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRÁFÍA(IEO-CSIC)

- Óscar García Aguilar (IEO-CSIC)
- Irene María Rabanal Carballido (IEO-CSIC)
- María De Los Ángeles Torres Leal (IEO-CSIC)
- Miguel Vivas Salvador (IEO-CSIC)
- Encarnación García Rodríguez (IEO-CSIC)
- José Miguel García Rebollo (IEO-CSIC)
- Daniel Iglesias Fernández (IEO-CSIC)
- Lucía López López (IEO-CSIC)
- Eduardo López Díaz (IEO-CSIC)
- Isabel María Muñoz De Los Reyes (IEO-CSIC)
- Juan José Ortiz García (IEO-CSIC)
- Zaida Parra Garrido (IEO-CSIC)
- María Valls Mir (IEO-CSIC)
- Eva María Velasco Gil (IEO-CSIC)

AZTI

- Xavier Corrales (AZTI)
- Eider Andonegi (AZTI)

COORDINACIÓN GENERAL MINISTERIO PARA LA TRANSICIÓN ECOLÓGICA Y EL RETO DEMOGRÁFICO (SUBDIRECCIÓN GENERAL PARA LA PROTECCIÓN DEL MAR)

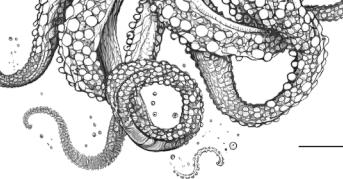
- Itziar Martín Partida
- Marta Martínez-Gil Pardo de Vera
- Juan Gil Gamundi
- Lucía Martínez García-Denche
- Beatriz Sánchez Fernández
- Francisco Martínez Bedia
- María Teresa Hernández Sánchez
- Carmen Franco Olagüe

COORDINACIÓN INSTITUTO ESPAÑOL DE OCEANOGRÁFÍA (IEO-CSIC)

- Izaskun Preciado Ramírez (Coordinación descriptor)
- Alberto Serrano López (Coordinación)
- Paula Valcarce Arenas (Coordinación)
- Mercedes Rodríguez Sánchez (Coordinación)
- Paloma Carrillo de Albornoz (Coordinación)

CARTOGRAFIA Y BASES DE DATOS ESPACIALES (IEO-CSIC)

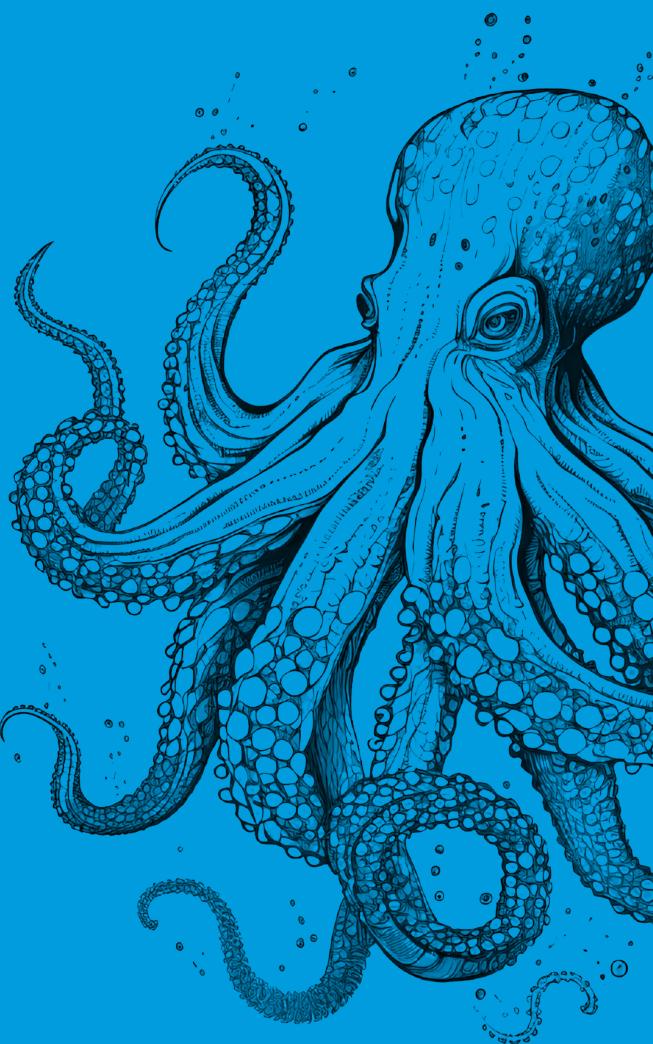
- Mª Olvido Tello Antón
- Luis Miguel Agudo Bravo
- Gerardo Bruque Carmona
- Paula Gil Cuenca



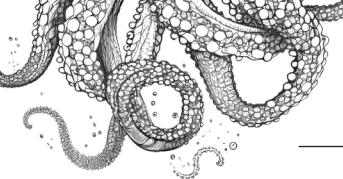
ÍNDICE

| | |
|--|----|
| Autores del documento..... | 3 |
| 1. Introducción..... | 6 |
| 2. Criterios, indicadores, características y elementos evaluados por el descriptor | 9 |
| 3. Indicador RT-MTL “Cambios en el nivel trófico medio de los consumidores marinos” | 14 |
| 3.1. Evaluación general a nivel de demarcación marina – RT MTL..... | 22 |
| 3.1.1. Evaluación para RT-MTL en plataforma | 22 |
| 3.1.2. Evaluación para RT-MTL en talud..... | 30 |
| 3.2. Conclusiones del indicador RT-MTL..... | 39 |
| 3.3. Limitaciones y futuras líneas de trabajo para el indicador RT-MTL..... | 42 |
| 4. Indicador RT-ENA “Análisis de Redes Ecológicas”..... | 44 |
| 4.1. Evaluación general a nivel de demarcación marina – RT ENA | 50 |
| 4.1.1. Índice de omnivoría del sistema | 53 |
| 4.1.2. Nivel trófico medio de la comunidad | 53 |
| 4.1.3. Nivel trófico medio de las capturas | 54 |
| 4.1.4. Probabilidad de sostenibilidad del sistema..... | 55 |
| 4.1.5. Promedio de la longitud de las vías de Finn | 55 |
| 4.1.6. Eficiencia media de transferencia de energía | 56 |
| 4.1.7. Biomasa de especies comerciales..... | 56 |
| 4.1.8. Índice de biodiversidad de Kempton..... | 57 |
| 4.1.9. Biomasa de especies de la comunidad en peligro de extinción utilizando la lista roja de la IUCN | 58 |
| 4.1.10. Especies capturadas incluidas en la lista roja de la UICN..... | 58 |
| 4.2. Limitaciones y futuras líneas de trabajo..... | 60 |
| 5. Referencias | 62 |

01



INTRODUCCIÓN



1. Introducción

El descriptor 4 de la Directiva 2008/56/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 17 de junio de 2008, por la que se establece un marco de acción comunitaria para la política del medio marino (Directiva marco sobre la estrategia marina, en adelante DMEM) dice textualmente “todos los elementos de las redes tróficas marinas, en la medida en que son conocidos, se presentan en abundancia y diversidad normales y en niveles que pueden garantizar la abundancia de las especies a largo plazo y el mantenimiento pleno de sus capacidades reproductivas”.

Las redes tróficas en los ecosistemas marinos se encuentran todavía poco estudiadas, en comparación con otras disciplinas marinas, dada la complejidad de las interacciones entre todos los compartimentos del ecosistema. No obstante, el mundo académico está invirtiendo cada vez más atención en su investigación y permitiendo por tanto mejorar la comprensión en los cambios que se producen en la estructura de los ecosistemas y el flujo de energía a través de ésta como consecuencia de las presiones recibidas, sean antrópicas o naturales.

En la demarcación noratlántica los principales flujos tróficos son originados a partir de los grupos funcionales situados en la base de la cadena trófica, es decir, del detrito, fitoplancton y zooplancton, los cuales transfieren la energía hacia los grupos con niveles tróficos superiores. Entre los grupos de peces característicos de esta demarcación sobresalen las especies pelágicas como la anchoa, sardina, lirio y caballa, como los componentes más importantes en términos de biomasa, destacando el relevante papel de estas especies como presas de los depredadores apicales. Como especie clave que juega un papel ecológico significativo dentro de la red trófica se encuentra la bacaladilla o lirio (*Micromesistius poutassou*), la merluza y pequeños crustáceos zooplanctónicos como el krill. Todos ellos juegan un papel fundamental en el acoplamiento bento-pelágico estableciéndose una fuerte relación depredador-presa ayudando a canalizar la energía entre los compartimentos bentónicos y pelágicos. Estos acoplamientos tan representativos de la demarcación noratlántica son característicos de ecosistemas de afloramiento y/o de aquellos fuertemente explotados.

La importancia de estas especies también viene dada en gran medida por su relevancia como especies comerciales de consumo diario y cuya principal presión antropogénica procede de la actividad extractiva de la pesca. La presión pesquera ejerce un impacto directo en el funcionamiento de las redes tróficas al extraer especies comerciales y no comerciales del mar, causando mortalidad o lesiones individuales. La extracción mediante pesca no sostenible provoca cambios en el equilibrio de las redes tróficas al alterar las interacciones depredador-presa y, en última instancia, la resiliencia de los ecosistemas. La eliminación de depredadores apicales puede provocar un aumento desproporcionado de pequeños peces pelágicos (que se alimentan de plancton), lo que a su vez puede provocar un efecto cascada al agotar la biomasa de algunas especies de zooplancton, provocando desequilibrios en las comunidades de plancton. La pesca no sólo afecta directamente a las especies objetivo y de captura incidental, sino que los efectos de la pesca no sostenible pueden propagarse a través de la red trófica, reestructurando todo el ecosistema. Otros efectos adicionales involucran procesos relacionados con la disponibilidad de presas, la competencia por los recursos alimentarios, la utilización de descartes por parte de algunas especies y/o el parasitismo. Sin embargo, la complejidad intrínseca de las redes tróficas hace que sea particularmente difícil discernir cuantitativamente los efectos de las diferentes presiones antropogénicas (p.e. pesca, cambio climático). En el caso particular de la demarcación noratlántica, en los últimos veinte años se han registrado cambios significativos en algunas especies objetivo de las pesquerías características de la zona (principalmente arrastre, cerco y artesanal) como consecuencia de cambios en la estructura de los ecosistemas debido a la intensa actividad pesquera.

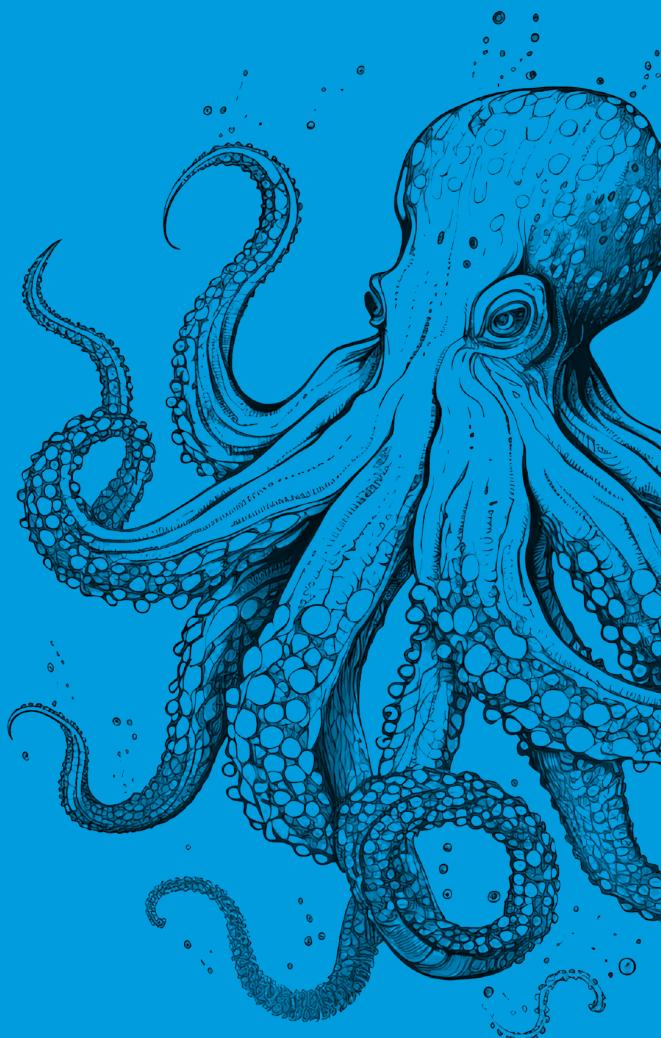
El Instituto Español de Oceanografía lleva décadas invirtiendo en la investigación marina para la explotación y conservación de sus recursos y dispone de una serie de datos de relaciones tróficas (particularmente depredador-presa) estandarizadas que supera las dos décadas para todas las demarcaciones. La situación de los recursos marinos españoles hace dos décadas habría dado claros síntomas de colapso en numerosas pesquerías. Esto compromete la disponibilidad de un marco de referencia claro para la definición del buen estado ambiental de las redes tróficas marinas. Por tanto,

los resultados que se ofrecen en este documento permiten la evaluación de las tendencias experimentadas por las redes tróficas, pero no su inferencia al buen estado ambiental de las mismas.

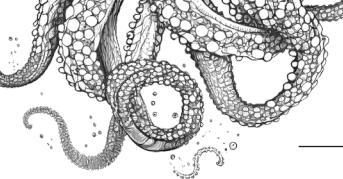
La evaluación de las tendencias de las redes tróficas en la demarcación noratlántica se basa, por una parte, en los resultados del indicador aplicado, el indicador RT-MTL “Cambio en el nivel trófico medio de los consumidores marinos”. Este indicador se ha calculado a partir de los datos obtenidos en las campañas oceanográficas realizadas sobre fondos circalitorales sedimentarios de la plataforma y el talud continentales del norte de la península ibérica, y por tanto las tendencias obtenidas se refieren tan sólo a las comunidades bento-demersales. El desarrollo en el presente ciclo de este indicador, globalmente aceptado por la comunidad internacional como indicador de redes tróficas, es novedoso dado que su análisis se aborda a través de una aproximación espacio-temporal que permite investigar las presiones espacialmente heterogéneas, como la pesca, y valorar su evolución espacial a lo largo del tiempo en la demarcación en estudio.

Por otra parte, también se ha evaluado otro indicador, el RT-ENA “Análisis de Redes Ecológicas”. Este indicador, que ha sido citado como prometedor por la Convención OSPAR, se basa en el modelado ecosistémico y sus resultados contribuyen, entre otros aspectos, a caracterizar las redes tróficas y evaluar el impacto de las actividades humanas. Como para el desarrollo de este indicador se consideran todos los compartimentos del ecosistema, tanto del dominio bentónico como del pelágico, todo tipo de fondos, blandos y duros, y a cualquier profundidad (costa, plataforma y talud), su evaluación es más general que la obtenida por el indicador RT-MTL, más específica ya que tan sólo informa sobre fondos circa-litorales sedimentarios.

02



**CRITERIOS, INDICADORES,
CARACTERÍSTICAS Y ELEMENTOS
EVALUADOS POR EL DESCRIPTOR 4**



2. Criterios, indicadores, características y elementos evaluados por el descriptor

La evaluación del descriptor 4, redes tróficas, se ha basado en la aplicación de dos indicadores cuyos ámbitos de estudio son distintos, es decir, el indicador RT-MTL para comunidades bento-demersales de fondos circa-litorales, y el indicador RT-ENA para todo el ecosistema en su conjunto. Por tanto, las características y elementos evaluados han sido distintos en base al indicador del que se trate y éstas se presentan después de introducir los indicadores evaluados. De cualquier forma, las redes tróficas han sido evaluadas a través de los criterios establecidos en la Decisión (UE) 2017/848 de la Comisión, de 17 de mayo de 2017, por la que se establecen los criterios y las normas metodológicas aplicables al buen estado medioambiental de las aguas marinas, así como especificaciones y métodos normalizados de seguimiento y evaluación, y por la que se deroga la Decisión 2010/477/UE, que se describen a continuación:

- **Criterio D4C1:** La diversidad (composición de las especies y su abundancia relativa) del grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas.
- **Criterio D4C2:** El equilibrio de la abundancia total entre los grupos tróficos no se ve adversamente afectado por las presiones antropogénicas.
- **Criterio D4C3:** La distribución de los individuos por tallas en todo el grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas.
- **Criterio D4C4:** La productividad del grupo trófico no se ve afectada adversamente por las presiones antropogénicas.

Los indicadores aplicados para la evaluación en la demarcación noratlántica son los siguientes:

- **Indicador RT-MTL “Cambios en el nivel trófico medio de los consumidores marinos”**
- **Indicador RT-ENA “Análisis de Redes Ecológicas”**

El indicador RT-MTL informa de los criterios D4C1 y D4C2. Se ha evaluado en diferentes rangos de profundidad (características) y para diferentes grupos tróficos (elementos) como se refleja en la Tabla 1. Dada la configuración batimétrica de la demarcación, la evaluación se ha centrado en fondos de plataforma y talud continental. Con respecto a los grupos tróficos considerados para este indicador, estos se describen a continuación:

- **Depredadores apicales:** representan los últimos eslabones de las redes tróficas y suelen ser objeto de las pesquerías de interés comercial.
- **Mesodepredadores y depredadores apicales:** incluyen depredadores medios y apicales y este grupo trófico informa sobre la transferencia de energía en la mitad superior de las redes tróficas que conforman el ecosistema.
- **Toda la comunidad:** en este elemento se evalúa la comunidad al completo, con la excepción de los productores primarios, para tener una visión de conjunto de la situación de las redes tróficas bento-demersales en fondos circa-litorales sedimentarios.

En la siguiente tabla se presentan los criterios evaluados en base al indicador RT-MTL en la demarcación noratlántica.

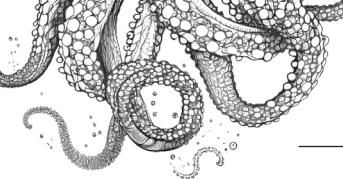
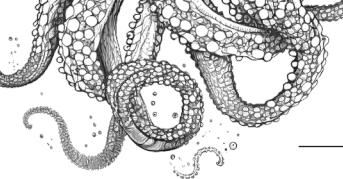


Tabla 1. Contribución del indicador RT-MTL a los criterios del D4.

| INDICADOR RT-MTL "CAMBIO EN EL NIVEL TRÓFICO MEDIO DE LOS CONSUMIDORES MARINOS" | | | | | |
|--|--|----------|------|------|------|
| Característica | Elemento | Criterio | | | |
| Profundidad | Grupo Trófico | D4C1 | D4C2 | D4C3 | D4C4 |
| Zona Costera | Depredadores apicales | ✗ | ✗ | ✗ | ✗ |
| | Mesodepredadores y depredadores apicales | ✗ | ✗ | ✗ | ✗ |
| | Toda la comunidad | ✗ | ✗ | ✗ | ✗ |
| Plataforma | Depredadores apicales | ✓ | ✓ | ✗ | ✗ |
| | Mesodepredadores y depredadores apicales | ✓ | ✓ | ✗ | ✗ |
| | Toda la comunidad | ✓ | ✓ | ✗ | ✗ |
| Zona Oceánica | Depredadores apicales | ✓ | ✓ | ✗ | ✗ |
| | Mesodepredadores y depredadores apicales | ✓ | ✓ | ✗ | ✗ |
| | Toda la comunidad | ✓ | ✓ | ✗ | ✗ |

El segundo indicador aplicado, RT-ENA, informa de los criterios D4C1, D4C2 y D4C4. El desarrollo de RT-ENA ha permitido realizar la evaluación para todo el sistema, incluyendo todas las profundidades, y para diferentes grupos funcionales (elementos), como se refleja en la Tabla 2 . Con respecto a los índices considerados para este indicador, éstos son los resultados del modelo ecosistémico y han sido seleccionados y acordados por el grupo nacional de expertos desarrollador del modelo. Los índices evalúan de forma holística las redes tróficas modeladas y se describen a continuación:

- **Índice de omnivoría del sistema:** indicador ecosistémico relacionado con la especialización trófica y se calcula como la varianza de los niveles tróficos de las presas de cada consumidor.
- **Nivel trófico promedio de la comunidad:** indicador que cuantifica el impacto que la pesca ejerce sobre las redes tróficas marinas, con la ventaja de incluir a todos los componentes de un ecosistema.
- **Nivel trófico promedio de la captura:** indicador que analiza la presión que la pesca ejerce sobre las redes tróficas marinas, pero en este caso se centra en especies capturadas.
- **Psust o probabilidad de pesca sostenible:** indicador que se calcula como la probabilidad de que un ecosistema esté siendo explotado de forma sostenible.
- **Promedio de la longitud de vías de Finn:** representa el número de grupos funcionales promedio por los que pasa un flujo trófico de entrada o salida. La longitud media (PL) está asociada al reciclaje de materia y energía y constituye una medida de la complejidad de la red trófica. Además, este índice también está relacionado con el tiempo de recuperación de un ecosistema.
- **Eficiencia media de transferencia de energía:** es la fracción de los flujos totales de cada nivel trófico discreto que se exportan fuera del ecosistema, o se transfieren a niveles tróficos superiores, a través del consumo.
- **Biomasa de las especies comerciales:** se calcula con la suma de las biomassas de las especies del ecosistema que son desembarcadas, siendo un indicador que además de informar sobre el estado ambiental de los ecosistemas, principalmente asociados al impacto de la pesca, también informa del impacto sobre la biodiversidad y otras cuestiones basadas en la conservación marina.



- **Índice de biodiversidad de Kempton:** se calcula como la pendiente de la curva de abundancia acumulada de especies entre el percentil 10 y el 90, siendo un indicador que informa sobre el estado ambiental de los ecosistemas marinos, además de abordar cuestiones del impacto sobre la biodiversidad y la conservación marina.
- **Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN:** indicador que proporciona información sobre qué componentes del ecosistema están en peligro.
- **Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN:** proporciona información sobre qué proporción de especies en peligro están explotadas

La siguiente tabla presenta la contribución del set de índices a los criterios del descriptor 4.

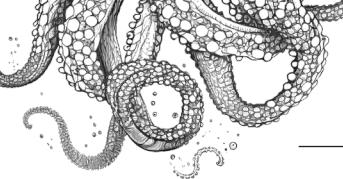
Tabla 2. Contribución del indicador RT-ENA a los criterios del D4.

| INDICADOR RT-ENA “ANÁLISIS DE REDES ECOLÓGICAS” | | | | | |
|---|---|----------|------|------|------|
| Característica | Elementos | Criterio | | | |
| | | D4C1 | D4C2 | D4C3 | D4C4 |
| Profundidad | Índice de omnivoría del sistema | ✓ | ✓ | ✗ | ✓ |
| | Nivel trófico promedio de la comunidad | ✓ | ✓ | ✗ | ✓ |
| | Nivel trófico promedio de la captura | ✓ | ✓ | ✗ | ✓ |
| | Psust | ✓ | ✓ | ✗ | ✓ |
| | Promedio de la longitud de las vías de Finn | ✓ | ✓ | ✗ | ✓ |
| | Eficiencia media de transferencia de energía | ✓ | ✓ | ✗ | ✓ |
| | Biomasa de las especies comerciales | ✓ | ✓ | ✗ | ✓ |
| | Índice de biodiversidad de Kempton | ✓ | ✓ | ✗ | ✓ |
| | Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN | ✓ | ✓ | ✗ | ✓ |
| | Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN | ✓ | ✓ | ✗ | ✓ |

Principales actividades humanas y presiones relacionadas

Las presiones que las actividades humanas ejercen sobre los ecosistemas marinos están relacionadas con cambios en la estructura trófica y su funcionamiento a través de alteraciones en las relaciones depredador-presa y, por tanto, en los procesos de transferencia de energía a través de las redes tróficas.

El indicador RT-MTL está especialmente diseñado para evaluar los impactos de la presión pesquera sobre los recursos vivos de los ecosistemas marinos, en este caso los de fondo circa-litoral sedimentario de la plataforma y el talud continentales. Otro impacto que puede afectar a las comunidades demersales es aquel relacionado con los daños físicos y la perturbación que provocan directamente las artes de pesca. Las artes de pesca, como las redes de arrastre y las dragas, pueden alterar en gran



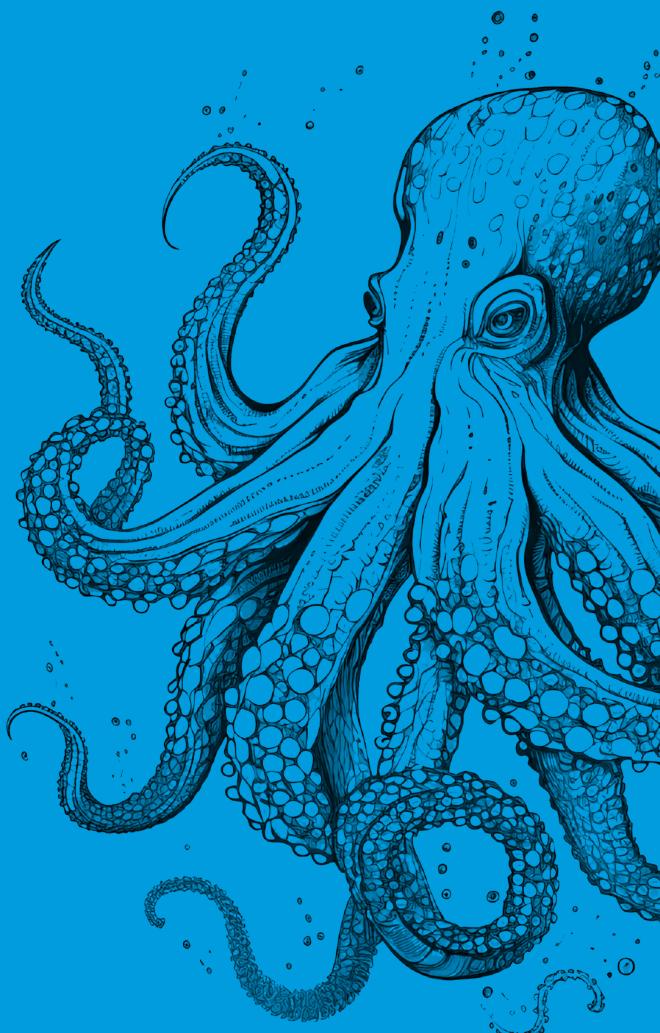
medida el fondo marino y ejercer impactos en las comunidades bento-demersales afectando a todos los niveles tróficos. La magnitud y el alcance del impacto dependen del tipo de arte y de la persistencia del impacto. Por otra parte, actividades como la extracción de minerales (roca, grava, arena) también pueden provocar alteraciones de la topografía del fondo marino, cambios en la composición de los sedimentos y eliminación de especies y organismos. Esto puede provocar cambios en la distribución espacial de las especies y en las interacciones depredador-presa, alterando el acoplamiento bento-pelágico y el funcionamiento general de los ecosistemas bento-demersales.

Otras presiones antropogénicas que potencialmente pueden afectar a las redes tróficas son el aumento excesivo de nutrientes en la red trófica (eutrofización). Un aumento desmesurado en el aporte de nutrientes puede desencadenar un efecto cascada desde los niveles bajos de la cadena trófica al aumentar la producción primaria, provocando un incremento en la biomasa de fitoplancton y/o diversidad de especies que pueden afectar a niveles tróficos superiores. Sin embargo, dada la complejidad de los procesos ecosistémicos, es difícil demostrar cambios biológicos consistentes basados en relaciones causa-efecto. Otro impacto indirecto del aumento de nutrientes es el incremento de las tasas de sedimentación del material orgánico procedente de un aumento en la producción de plancton. Esta “nieve marina” puede provocar un incremento del consumo de oxígeno a través de procesos microbianos y re-mineralización en capas de agua más profundas, lo que puede generar amplias zonas con deficiencia de oxígeno, especialmente en áreas cerradas donde hay escasa renovación de agua.

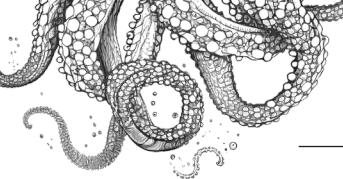
El indicador RT-ENA permite analizar el impacto de la presión derivada de la actividad pesquera, la cual en esta área tiene un impacto considerable sobre los ecosistemas que explota, afectando significativamente también a la estructura de la red trófica de los ecosistemas explotados. Estas alteraciones pueden ser monitorizadas a través del análisis temporal de los niveles tróficos tanto de la comunidad como de la captura, así como de la diversidad trófica que caracteriza al ecosistema explotado. Del mismo modo, afecta de forma singular a especies sensibles, como es el caso de los elasmobranquios. En este sentido, la pesca tiene un efecto alarmante sobre especies que se encuentran en peligro y que están por ello incluidas en los listados de la IUCN. Además, de todas las artes utilizadas en aguas del golfo de Vizcaya, el arrastre es sin duda la que, por su naturaleza poco selectiva y su efecto físico sobre el fondo, es responsable de una mayor presión sobre el entorno. Debido a su baja selectividad, afecta a especies sensibles que con frecuencia no son de interés comercial, alterando más que ninguna la estructura de las redes tróficas de los ecosistemas. Por otra parte, altera en gran medida el fondo marino, destruyendo comunidades sésiles de ciclo largo y crecimiento lento, y provocando suspensión que afecta a la vida marina.

Una presión adicional a considerar es la aparición de especies alóctonas que están afectando en mayor o menor medida a las redes tróficas marinas. La sucesión de especies en el plancton está afectando al crecimiento y condición de los pequeños pelágicos, lo que repercute en los niveles superiores de la estructura trófica. Por otra parte, la entrada de especies mesodepredadoras y apicales tiene un efecto cuya magnitud en los ecosistemas no es suficientemente conocida.

03



INDICADOR RT-MTL: “CAMBIO EN EL NIVEL TRÓFICO MEDIO DE LOS CONSUMIDORES MARINOS”



3. Indicador RT-MTL “Cambios en el nivel trófico medio de los consumidores marinos”

El nivel trófico medio (MTL, en inglés *Mean Trophic Level*) es un indicador ecológico que refleja principalmente los efectos de la presión pesquera en la estructura de las redes tróficas. Este indicador se calcula a partir de datos de biomasa y de los niveles tróficos (TL, en inglés *Trophic Level*) de las especies. Así, el TL de un individuo o una especie, que viene determinado por las interacciones depredador-presa, expresa su posición dentro de la red trófica. Los valores de nivel trófico más bajos ($TL=1$) están, por tanto, asignados a los productores primarios en la base de la cadena trófica, mientras que los herbívoros se encuentran en el siguiente nivel ($TL=2$) y los valores más altos ($TL \geq 4$) están asignados a los depredadores apicales. Además, cada estadio de vida de un organismo está asociado a un nivel trófico particular, y la energía es así transferida desde los niveles tróficos basales, a través de las interconexiones entre organismos de la red trófica, a los niveles apicales.

El desarrollo conceptual del indicador del MTL, por Pauly et al., (1998), se conoce como *fishing down marine food webs* o disminución de las redes tróficas marinas por la pesca¹ y su aplicación demostró que el declive en el nivel trófico medio de las pesquerías globales a lo largo de los años 90 indicaba una erosión de los niveles tróficos superiores en los ecosistemas marinos del planeta. Esto se debió a que la mayor parte de las pesquerías tenían por objetivo, y generalmente siguen teniendo, especies con niveles tróficos elevados, y relacionadas con individuos de mayor tamaño. Finalmente, la disminución de la biomasa de las especies con mayor nivel trófico (Figura 1) forzó a las pesquerías a trasladar su presión de capturas de depredadores apicales hacia otros depredadores con menor nivel trófico, observándose el declive en el MTL. Este indicador, por tanto, provee información sobre la poca sostenibilidad de las prácticas pesqueras desarrolladas a lo largo de las últimas décadas, y cabe destacar que la Conferencia de las Partes del Convenio sobre la Diversidad Biológica adoptó el indicador MTL como uno de los ocho indicadores seleccionados para evaluar la pérdida de biodiversidad de los mares.

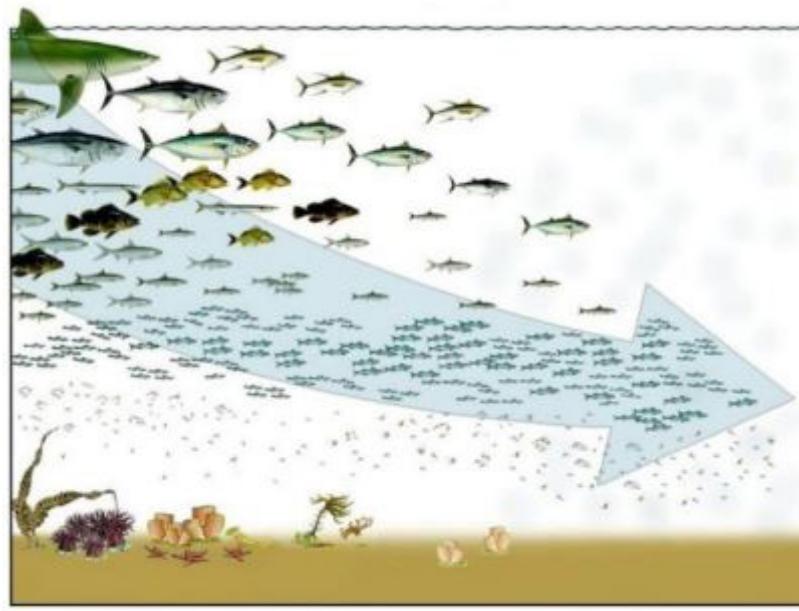
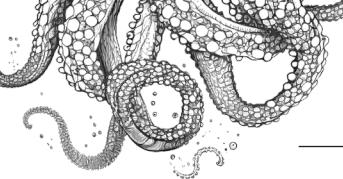


Figura 1. Esquema que muestra la disminución de depredadores apicales en el tiempo.

1 Traducción del autor



Este indicador ha continuado siendo objeto de estudio y, con el tiempo, han emergido hipótesis adicionales para explicar los patrones observados en el MTL. Si el concepto *fishing down marine food webs*, tal y como se definió anteriormente, ya fue observado en el Atlántico Norte, otros escenarios han sido descritos en diversas zonas del planeta (Essington et al., 2006; Morato et al., 2006; Swartz et al., 2010; Stergiou and Tsikliras, 2011; Shannon et al., 2014). Éstos, por ejemplo, incluyen el concepto de *fishing through the food webs* (incorporación secuencial de especies de menor nivel trófico en las pesquerías), *fisheries expansion* (expansión de las pesquerías hacia aguas más profundas con la inclusión de nuevas especies de niveles tróficos elevados), y *fishing up the food webs* (incorporación de especies con alto nivel trófico que no habían sido capturadas previamente).

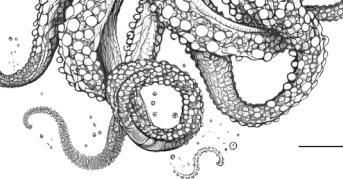
En la comunidad científica se considera que el estado de las redes tróficas debe basarse en indicadores ecosistémicos, los cuales representan el ecosistema como un todo/una unidad e incluyen tantas especies como sea posible para asegurar que diferentes niveles tróficos se encuentren bien representados. El indicador RT-MTL cumple con estos requisitos ya que considera la estructura de las redes tróficas y utiliza una métrica (el nivel trófico, TL) que refleja la transferencia de energía entre depredadores y presas.

Metodología de evaluación

Tradicionalmente, el MTL ha sido calculado utilizando largas series históricas de datos a escala regional. Estudios recientes, sin embargo, han mostrado la importancia del análisis del indicador a nivel local para revelar áreas específicas fuertemente impactadas. Por ejemplo, a una resolución geográfica de escala pequeña en la costa septentrional de la península ibérica se han detectado relaciones negativas significativas entre el arrastre de fondo y el indicador (Preciado et al., 2019), a pesar de la aparente recuperación de los depredadores apicales observada a escala regional (Arroyo et al., 2019). Por tanto, la fuerte influencia local de esta presión antropogénica en las redes tróficas muestra la relevancia del uso de resoluciones espaciales locales a la hora de investigar los efectos de presiones espacialmente heterogéneas, como la pesca. Así, en el presente ciclo de las estrategias marinas el indicador MTL ha sido estudiado desde una aproximación espacio-temporal para valorar su evolución espacial a lo largo del tiempo en las demarcaciones marinas en estudio.

En el cálculo del nivel trófico medio, habitualmente, la fuente de datos de biomasa eran los desembarcos, lo cual generaba numerosas preocupaciones acerca de su idoneidad para la valoración del ecosistema como un todo. Entre sus limitaciones e incertidumbres destacan las fuertes discrepancias entre las biomassas capturadas y las desembarcadas, ya que estas últimas no consideran las capturas accidentales, desreguladas, ilegales, o no declaradas, además de estar sujetas a múltiples sesgos inducidos por los patrones pesqueros (Branch et al. 2010; Pauly et al., 2013). En contraste, los datos procedentes de campañas científicas reflejan los cambios reales en la composición de las comunidades, ya que no están influidos por los vaivenes del mercado (es decir, pesca selectiva de especies de interés comercial) e incluye todas las especies que las pesquerías descartan y que frecuentemente no son declaradas en los desembarques. Los datos obtenidos de campañas demersales, no obstante, también tienen sus limitaciones particulares, ya sean por la luz de malla de las redes, por infrarrepresentar las especies más pequeñas, o por estar a menudo enfocadas en peces y cefalópodos de interés comercial. A pesar de estas limitaciones, la estandarización de las campañas junto con las series históricas de datos disponibles hace de las campañas científicas la mejor fuente de datos para evaluar el indicador MTL. Es importante resaltar que, dado que las campañas de arrastre muestran hábitats de fondo blando, la presente evaluación del indicador MTL se ha llevado a cabo en las comunidades bento-demersales que habitan dichos fondos, analizándose a diferentes profundidades (costa, plataforma y talud) para identificar potenciales cambios de las tendencias en base a la batimetría.

Con respecto al cálculo del nivel trófico de las especies, existen estimaciones para la mayor parte de las especies demersales, que además se encuentran disponibles en bases de datos y repositorios online. Sin embargo, estos valores pueden referirse a poblaciones específicas, o por ejemplo ser medias mundiales de niveles tróficos procedentes de ecosistemas distintos. Además, en numerosas



ocasiones esos datos no reflejan las características de una región dada donde las interacciones tróficas entre especies pueden ser localmente específicas. De hecho, presiones inducidas, ya sea por el mismo medio ambiente o por actividades humanas, pueden generar cambios en la disponibilidad de presas o la selectividad de depredadores, causando así en ciertas especies una variabilidad en los valores de su nivel trófico en espacio y tiempo, e incluso a lo largo de su ontogenia (Pinnegar et al., 2002; Chassot et al., 2008; Vinagre et al., 2012). Por lo tanto, para aumentar la precisión de los análisis y representar mejor los patrones de las interacciones tróficas, los valores de los niveles tróficos requieren ser específicos de las regiones en estudio.

Por último, cabe reseñar que este indicador ha formado parte del informe del estado de calidad del Convenio para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste (Quality Status Report 2023, OSPAR), en el que se evaluaban de manera conjunta las comunidades de plataforma de las costas atlánticas ribereñas de la región IV de OSPAR (Francia, España y Portugal). En el presente ciclo se presentan por primera vez los resultados de los análisis del indicador en las demarcaciones mediterráneas.

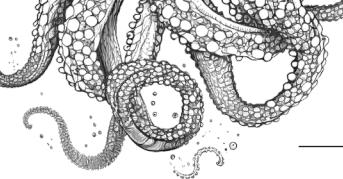
Fuente de datos

Para el cálculo del indicador se han utilizado los datos procedentes de campañas oceanográficas que realiza el Instituto Español de Oceanografía para la evaluación de los ecosistemas y de los recursos bento-demersales realizadas con arte de arrastre de fondo. Estas campañas tienen una larga trayectoria, participan de programas científicos regionales, y contribuyen a convenios internacionales. En el caso de las demarcaciones atlánticas, las metodologías para el muestreo que se aplican están estandarizadas por el grupo de trabajo *International Bottom Trawl Surveys* de ICES (Convención Internacional para la Exploración del Mar). Las campañas utilizadas se describen brevemente en la Tabla 3.

Tabla 3. Resumen de las características de las campañas oceanográficas utilizadas como fuentes de datos en la demarcación noratlántica (DEMERSALES).

| DEMERSALES | | | |
|--|---|------------------------------------|-------------|
| Campaña de evaluación de recurso por arrastre de fondo | | | |
| Demarcación | Noratlántica | Inicio | 1983 |
| Periodicidad | Anual | Cuatrimestre | IV |
| Control de calidad | Estandarizada ICES IBTS-WG | Receptor internacional información | ICES DATRAS |
| Fondos | Sedimentarios entre 30 y 700 m de profundidad | | |

De cara a normalizar las series de datos utilizadas en el cálculo del indicador y a favorecer la comparabilidad de su valor entre demarcaciones, se ha considerado un mismo año para el inicio del estudio, 2001, y se han establecido una serie de criterios para la selección de las especies estudiadas. Asimismo, dado que las campañas de arrastre no tienen por objeto específico la captura de especies pelágicas, el indicador se ha calculado sin considerar la biomasa de las especies pelágicas capturadas y considerándola. De esta forma, en el primer caso se amplifica la señal del indicador (esto es la significancia de las tendencias) al excluir la alta variabilidad interanual en la biomasa que registran las especies pelágicas, mientras en el segundo caso se utiliza toda la información disponible sobre las comunidades capturadas.



Escenarios batimétricos y ecológicos

Para el cálculo del indicador y la evaluación de sus cambios a lo largo del tiempo se han considerado diferentes escenarios, tanto batimétricos como ecológicos. Los rangos batimétricos reflejan el hecho de que las comunidades bento-demersales están frecuentemente estructuradas a lo largo del gradiente de profundidad, por lo que la comunidad que habita en las zonas someras es significativamente diferente de aquella que habita las zonas más profundas, aunque ambas puedan ser sintetizadas con un valor del MTL. En el caso particular de la demarcación noratlántica, debido a las características geomorfológicas de la plataforma continental española, la zona costera (<30 m de profundidad) no ha tenido suficiente cobertura en el muestreo, por lo que se han tenido en cuenta tan sólo dos rangos batimétricos diferentes para evaluar de forma independiente el indicador. Estos han sido los siguientes:

- i) plataforma continental (30-200m)
- ii) talud continental (>200 m).

La segregación batimétrica ha permitido por tanto explorar los cambios temporales del indicador en estas comunidades con el potencial de identificar tendencias divergentes a lo largo del gradiente de profundidad.

Con respecto a los escenarios ecológicos, para cada rango de profundidad se han considerado tres umbrales en los niveles tróficos de la comunidad evaluada, tal y como se representan en la MTL2. Esta diferenciación ha posibilitado la identificación de patrones que, por ejemplo, afectan solo a los depredadores apicales (como sería el caso de la hipótesis *fishing down marine food webs*) y que de otra manera podrían haber quedado ocultos por la alta biomasa de las especies con un TL menor. Estos umbrales ecológicos se describen a continuación:

- **MTL4:** contiene aquellas especies de depredadores sobre los que no existe depredación, conocidos como depredadores apicales. Incluye a elasmobranquios, peces y cefalópodos bento-demersales.
- **MTL3.25:** contiene solo aquellas especies con un $TL \geq 3.25$, las cuales son fundamentalmente consumidores secundarios y depredadores apicales, a partir de aquí denominados mesodepredadores y depredadores apicales. Este umbral fue descrito por Pauly y Watson (2005) y se denomina Índice Trófico Marino (MTI). Incluye principalmente a elasmobranquios, peces y cefalópodos.
- **MTL2:** contiene todas las especies en la comunidad bento-demersal, con excepción de los productores primarios. Incluye a todos los invertebrados, peces y cefalópodos.

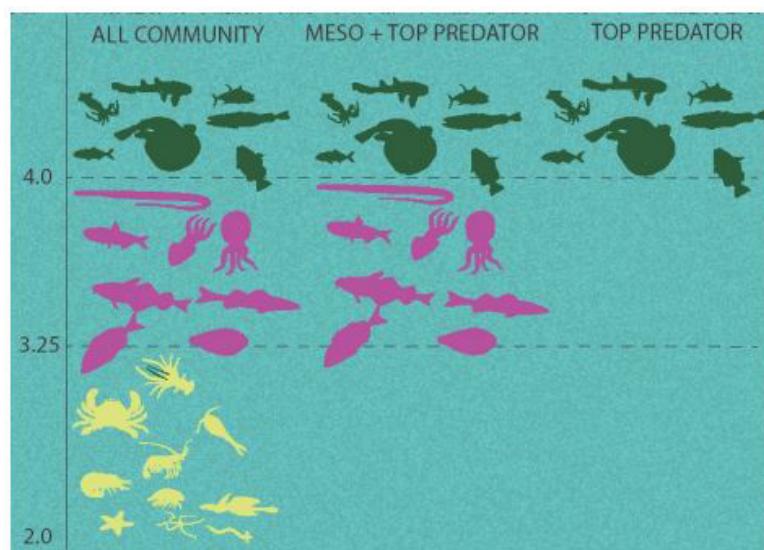
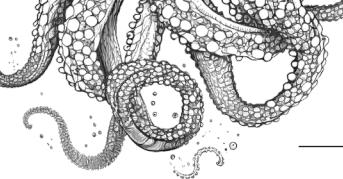


Figura 2. Esquema que muestra la composición de especies en cada umbral: i) toda la comunidad (incluye todas las especies capturadas, incluyendo invertebrados, peces y cefalópodos), ii) mesodepredadores + depredadores apicales (incluye fundamentalmente cefalópodos y peces con un nivel trófico superior a 3,25) y iii) depredadores apicales (incluye únicamente aquellas especies con nivel trófico superior a 4).



Como se comentó con anterioridad, ciertas especies pelágicas, muy importantes en biomasa, son también capturadas por el arrastre de fondo. Esto se debe a que se concentran en el fondo durante el día y son capturadas por el arte de arrastre. De hecho, debido a la alta variabilidad que representa la biomasa de estas especies pelágicas se decidió considerar también en los escenarios la evaluación del indicador excluyendo e incluyéndolas. Así, la combinación de todos estos umbrales ha generado 10 escenarios diferentes (Tabla 4), ya que en las campañas oceanográficas demersales no se capturan especies pelágicas con un $MTL \geq 4$, por lo que en este caso no existen los escenarios con pelágicos.

Tabla 4. Resumen de los 10 escenarios batimétricos y ecológicos donde se muestran los niveles tróficos incluidos en cada uno de ellos.

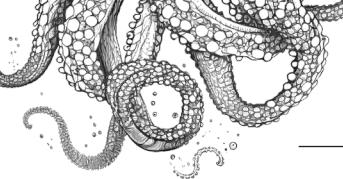
| ESCENARIOS BATIMÉTRICOS Y ECOLÓGICOS | MTL4 | MTL3.25 | MTL2 |
|--|-----------------------|--|--|
| Plataforma (Prof. 30-200 m.) | Depredadores apicales | Mesodepredadores + Depredadores apicales | Todos los consumidores |
| | | Mesodepredadores + Depredadores apicales (incluyendo especies pelágicas) | Todos los consumidores (incluyendo especies pelágicas) |
| Talud (Prof. >200 m.) | Depredadores apicales | Mesodepredadores + Depredadores apicales | Todos los consumidores |
| | | Mesodepredadores + Depredadores apicales (incluyendo especies pelágicas) | Todos los consumidores (incluyendo especies pelágicas) |

Cálculo del nivel trófico medio (MTL)

Previo al cálculo del indicador, se utilizaron curvas acumulativas a partir de datos de biomasa de las especies para seleccionar aquellas que son muestreadas de forma consistente a través de la serie histórica. Los criterios aplicados se acordaron por el equipo de expertos de forma que la evaluación fuera coherente entre las demarcaciones en estudio. Estos criterios se establecieron en base a los puntos de inflexión de la frecuencia de ocurrencia de las especies y a la distribución de su abundancia, tal y como se señala a continuación:

- especies que aparecen al menos en el 50 % de los años
- especies que aparecen al menos en el 10 % de los lances de cada año
- especies que proporcionan una abundancia por encima del cuantil 10

Con respecto al cálculo de los niveles tróficos por especie, éste ha sido estimado utilizando análisis de contenidos estomacales y de isótopos estables (por ejemplo, Chouvelon *et al.*, 2012; Lasalle *et al.*, 2011; Lasalle *et al.*, 2014; Le Loc'h *et al.*, 2008) obtenidos en cada demarcación. Los datos de isotopía estable han permitido estimar el nivel trófico para aquellas especies cuya dieta no estaba disponible a partir del análisis de contenidos estomacales, principalmente presas y especies de crustáceos y cefalópodos. En estos casos los contenidos estomacales no se muestrean en campaña por limitaciones metodológicas, esto es que las presas son muy pequeñas y trituradas por lo que requieren mucho tiempo de procesado. Finalmente, a partir de la proporción de cada tipo de presa en la dieta de cada depredador y el TL de la presa, se estimó el TL del depredador según la fórmula (Ec. 1):



$$TL_i = 1 + \sum_{j=1}^n P_{ij} \times TL_j$$

Ecuación 1

donde: TL_i se refiere al TL del depredador i , P_{ij} es la proporción de la presa j en la dieta del predador i , TL_j es el TL de la presa j .

Una vez seleccionado el conjunto de especies que cumplían con los criterios establecidos, los valores de TL y biomasa fueron usados para la obtención del valor del indicador por lance y año. Nótese que el indicador ha sido evaluado de esta manera para cada uno de los diferentes escenarios anteriormente descritos. El cálculo del indicador MTL por lance se ha realizado aplicando la siguiente fórmula:

$$MTL_h = \sum_i \left(TL_i \right) \times \left(Y_{ih} \right) / \sum_i \left(Y_{ih} \right)$$

Ecuación 2

donde: MTL_h se refiere al indicador MTL por lance, TL_i se refiere a la estimación del TL de las especies (grupo) i , Y_{ih} se refiere a la biomasa (Y) de las especies (grupo) i .

Los resultados del indicador fueron analizados para identificar cambios a lo largo de la serie histórica en los diferentes escenarios, modelando el MTL como una función anual utilizando modelos lineales y/o modelos aditivos generalizados (GAM). Todos los análisis estadísticos fueron realizados con el programa informático R (R Core Team, 2022).

Análisis espacio-temporal de los cambios en el MTL

Para la aproximación espacio-temporal del estudio del indicador, el proceso de cálculo realizado para cada uno de los escenarios siguió los siguientes pasos, tal y como se refleja en la Figura 3 y se describen a continuación:

- **Paso 1:** cálculo del valor promedio del MTL por lance y año a partir de los datos de biomasa y niveles tróficos de las especies utilizando la fórmula indicada.
- **Paso 2:** representación temporal de los valores promedio del indicador en cada lance a lo largo de la serie histórica. Ajuste de modelo lineal o GAM.
- **Paso 3:** representación espacial de los valores promedio del indicador por lance en celdas de $0.1^\circ \times 0.1^\circ$.
- **Paso 4:** representación espacio-temporal de las tendencias del indicador por celda. En aquellas celdas con un número suficiente de datos ($n > 10$), se evalúa la tendencia temporal a partir de regresiones lineales. Las tendencias, positivas o negativas, de los modelos lineales en cada celda se representan con una escala de colores y aquellas celdas con tendencias significativas ($p\text{-valor} < 0,05$) se muestran enmarcadas en negrita.

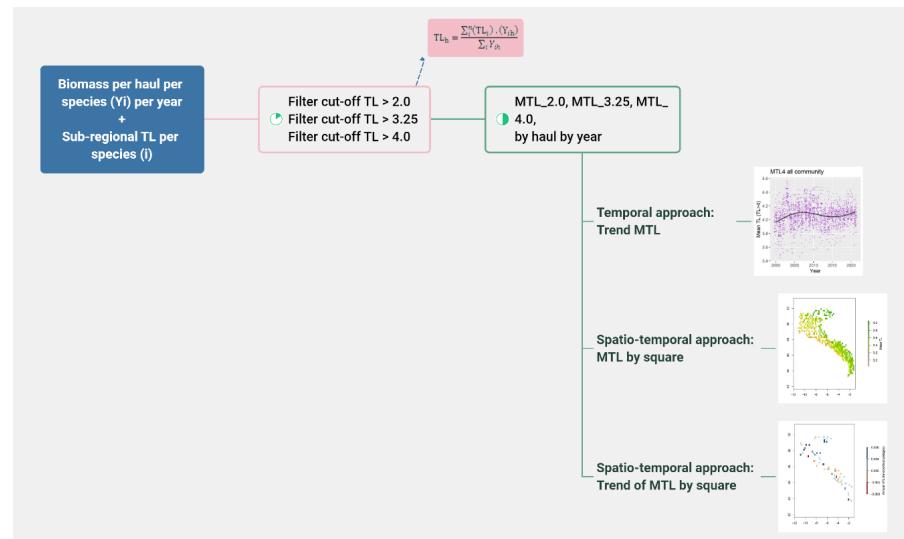
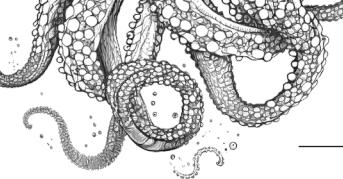


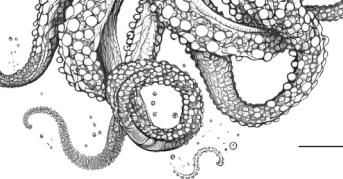
Figura 3. Esquema que muestra los pasos metodológicos a seguir para el cálculo del nivel trófico medio en cada lance.

Criterio de evaluación

Es necesario destacar que la presente evaluación muestra los cambios en el indicador empezando en el año 2001, cuando los ecosistemas bento-demersales ya se encontraban impactados. La evaluación realizada a partir de los resultados del indicador RT-MTL está basada por tanto en el análisis de sus tendencias. Para resumir los resultados de los diferentes escenarios ya descritos y mostrar un mensaje comprensivo a la comunidad científica y no científica, los resultados del análisis de las tendencias fueron agrupados en intervalos. Estos intervalos se han definido como: señal de mejora/resiliencia/señal de alarma de las redes tróficas, y se han considerado como señal de mejoría o de alarma sólo cuando los modelos lineales fueron significativos (* $p<0,05$, ** $p<0,01$, *** $p<0,001$), y como resilientes cuando no lo fueron. Estas categorías se muestran en la Tabla 5. Es necesario destacar, a su vez, que la evaluación del indicador está referida a los resultados de las tendencias sin incluir las especies pelágicas. No obstante, dada su importancia en el ecosistema también se reportan los resultados de todos los escenarios. Los valores al comienzo de la serie no representarían valores de objetivos ecológicos y cualquier tendencia positiva significativa en el MTL es considerada como un signo de recuperación, mientras que una tendencia no significativa, o de estabilidad, se considera como una señal de la elevada resiliencia que caracteriza los sistemas sometidos a impactos elevados y sostenidos en el tiempo.

Tabla 5. Categorías utilizadas en la evaluación de las tendencias del indicador para ayudar a la interpretación de los resultados.

| INTERPRETACIÓN DE LAS TENDENCIAS DE LOS INDICADORES | |
|---|--|
| ↓ | La tendencia del indicador es negativa; o el cambio en el indicador está asociado a impactos crecientes debido a presiones antropogénicas (incluido el cambio climático); se considera que las redes tróficas sufren cierta degradación y representa una señal de alarma |
| ↔ | No está claro que el cambio represente un retroceso o una mejora en su estado; o el indicador no muestra cambio, aunque existe incertidumbre sobre si el cambio de estado representa una mejoría; se considera que las redes tróficas son resilientes |
| ↗ | La tendencia del indicador es positiva; o el cambio en el indicador representa una mejoría en el estado; se considera que las redes tróficas sufren cierta mejoría |



Área de evaluación

En el presente ciclo, el área de evaluación coincide con la extensión de la demarcación noratlántica.

Parámetros utilizados

Nivel trófico medio

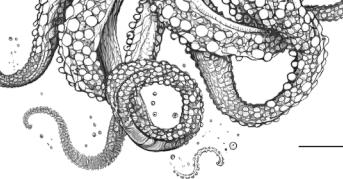
Valores umbral

No hay valores umbral porque no hay ninguna herramienta que posibilite definir el BEA de las redes tróficas a día de hoy. En el caso de este indicador, sí se pueden definir las tendencias ya que estos valores dependen de las estructuras de los ecosistemas, y por tanto el indicador utiliza como herramienta las tendencias.

Evaluación a nivel regional o subregional

La evaluación realizada en esta demarcación marina se ha llevado a cabo de forma coordinada y conjunta con los países ribereños de la región OSPAR IV (España, Francia y Portugal). Los resultados de esta evaluación conjunta forman parte del Informe del Estado de Calidad 2023 (QSR2023)² de OSPAR.

² <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/changes-avg-trophic-level-consumers-fw4/>



3.1. Evaluación general a nivel de demarcación marina – RT MTL

En esta sección se presentan los resultados obtenidos de la aplicación del indicador RT-MTL “Cambios en el nivel trófico medio de los consumidores marinos” para la evaluación de las redes tróficas de la demarcación noratlántica, en este caso para los sistemas de plataforma y talud continentales. Estos resultados incluyen el cálculo del valor trófico medio junto con su tendencia temporal para los escenarios sin pelágicos. Además, se aporta también la representación cartográfica de los valores promedio y las tendencias espacio-temporales para favorecer la interpretación de posibles patrones espaciales del indicador dentro de la demarcación. Estos mapas se ofrecen a nivel de lance y para los escenarios sin y con pelágicos, aunque la evaluación se ofrezca tan solo para los escenarios sin pelágicos.

Los resultados, para cada estrato de profundidad (característica), se presentan primeramente para el escenario MTL4, que incluye sólo al grupo trófico de los depredadores apicales, frecuente objetivo de las pesquerías comerciales. Seguidamente se ofrecen los resultados para el escenario MTL3.25, que engloba a los depredadores apicales y los mesodepredadores, e informa sobre la transferencia de energía en la mitad superior de la red trófica, y por último el escenario MTL2 que ilustra la situación para toda la comunidad de depredadores.

3.1.1. Evaluación para RT-MTL en plataforma

Consecución del BEA

Tabla 6. Consecución del buen estado ambiental en los sistemas de plataforma.

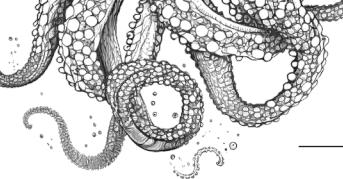
| | |
|---|--------------|
| Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA) | No relevante |
| Proporción de niveles tróficos en BEA | No relevante |
| Resultado de la evaluación | Desconocido |
| Periodo de evaluación | 2001-2021 |

Resultados de la evaluación del indicador

Tabla 7. Resultados de la evaluación en plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Grupo trófico | Plataforma | | |
|--|------------|--------|-----------|
| | RT-MTL | Estado | Tendencia |
| Depredadores apicales | -0,100*** | | ↓ |
| Mesodepredadores & depredadores apicales | 0,040** | | ↑ |
| Toda la comunidad | -0,010 | | ↔ |



Los resultados de la evaluación del indicador RT-MTL se muestran en la Figura 4, la cual incluye un gráfico por escenario analizado. Además, en la Tabla 8 se muestran los valores del cambio del indicador para estos mismos escenarios, obtenido a partir de la pendiente de la función de regresión lineal multiplicada por el número total de años de la serie histórica.

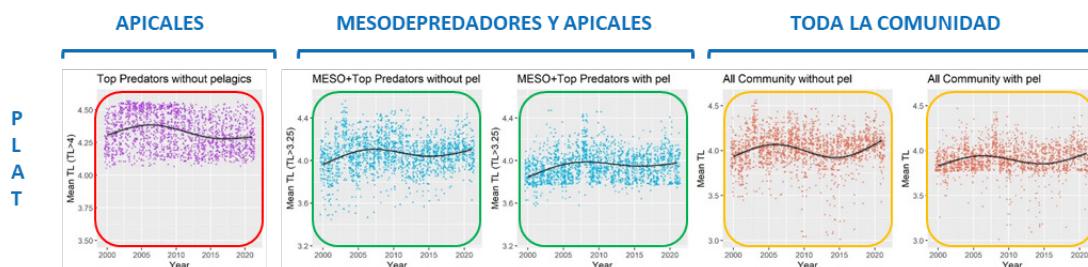


Figura 4. Tendencias temporales de los niveles tróficos promedio en función de los escenarios batimétricos y ecológicos. Marco rojo= tendencias negativas, marco naranja = no hay tendencia significativa, marco verde = tendencias positivas.

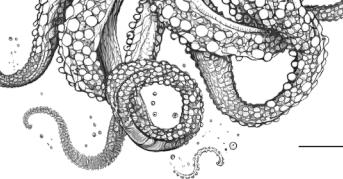
Tabla 8. Resumen de la evaluación del indicador en los diferentes escenarios.

| Demarcación noratlántica | Sin pelágicos | Con pelágicos |
|--|---------------|---------------|
| Depredadores apicales | -0,100*** | |
| Depredadores apicales y mesodepredadores | 0,040** | 0,060*** |
| Toda la comunidad | -0,010 | 0,010 |

Valor p del test de significancia estadística *: p<0,05; **: p<0,01; ***: p<0,001

Los valores significativos obtenidos muestran una disminución del indicador para el escenario que evalúa los depredadores apicales, que contrasta con los de los escenarios que incorporan los mesodepredadores ya que estos últimos reflejan una mejoría del nivel trófico medio. Esto podría deberse tanto al alto impacto que tienen las pesquerías en los depredadores apicales, objeto frecuente de las pesquerías, como a la importancia de la biomasa de los mesodepredadores, capaz de revertir el signo de la tendencia. Por último, cabe resaltar que los escenarios para toda la comunidad no ofrecen resultados significativos que permitan la interpretación con un intervalo de confianza necesario.

En los siguientes apartados se presentan los resultados del indicador por grupos tróficos (elementos) para los escenarios sin y con pelágicos, acompañados por los mapas obtenidos al aplicar la aproximación espacio-temporal para poder identificar patrones espaciales que pudiesen quedar ocultos al considerar un único valor para toda la demarcación.



3.1.1.1. Escenario MTL4 (depredadores apicales)

Tabla 9. Resultados de la evaluación de depredadores apicales en sistemas de plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

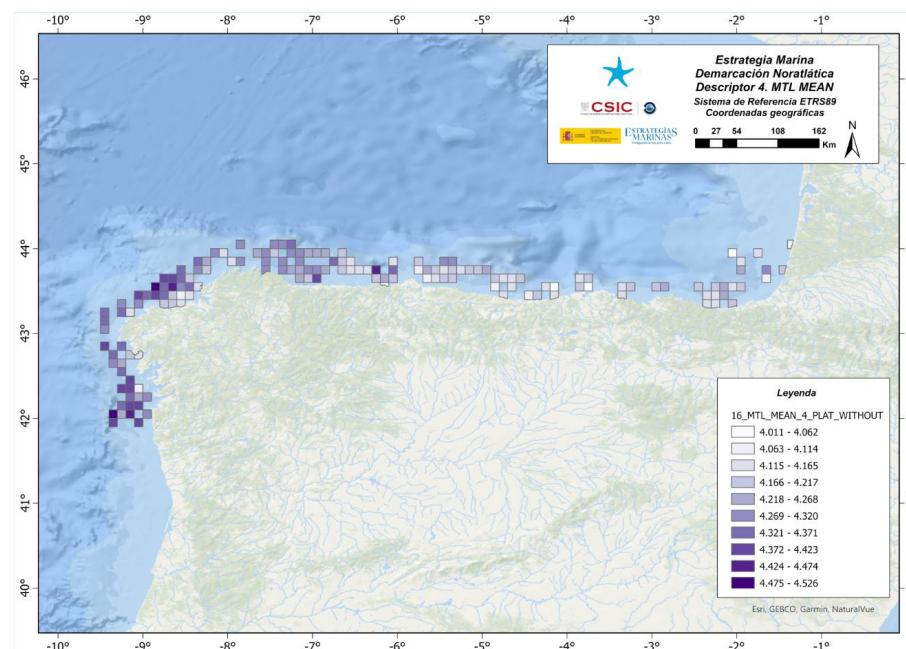
| Grupo trófico | RT-MTL | Estado | Tendencia |
|-----------------------|-----------|--------|-----------|
| Depredadores apicales | -0,100*** | | ↓ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. Los resultados obtenidos a partir de la tendencia del indicador muestran un descenso significativo, observándose una disminución del valor del indicador de -0,100 desde 2001, como se puede observar en la Figura 5. El indicador RT-MTL muestra así un deterioro de su nivel trófico medio, cuya tendencia negativa indica que a lo largo de las dos décadas analizadas las comunidades de depredadores apicales bento-demersales han experimentado una caída en su nivel trófico medio.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

El análisis espacio-temporal de los valores medios del indicador muestra un gradiente espacial decreciente hacia el este, registrando los niveles tróficos más elevados en el entorno de las rías gallegas (Figura 5). Llamativamente, al observar el mapa de tendencias, destaca la existencia de un patrón, aunque de sentido contrario, donde las tendencias más significativas son de descenso del MTL en las costas gallegas y de incremento las costas orientales de Cantabria y País Vasco.



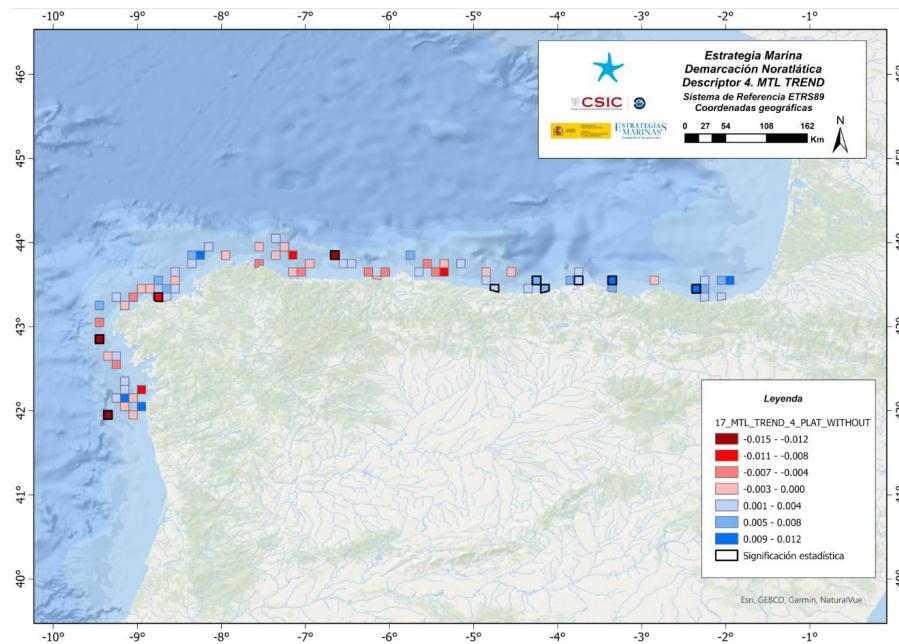
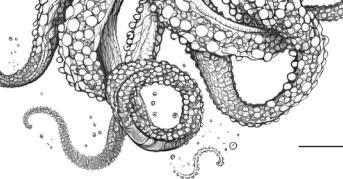


Figura 5. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario depredadores apicales (MTL4) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan tendencias significativas de los modelos.

Con respecto al escenario con especies pelágicas, éste no se considera dado que el arte utilizado en las campañas oceanográficas es para muestrear las especies bento-demersales y no captura ninguna especie pelágica de TL superior a 4, tal y como se indicó anteriormente.

3.1.1.2. Escenario MTL3.25 (mesodepredadores y depredadores apicales)

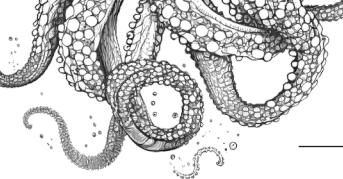
Tabla 10. Resultado de la evaluación de mesodepredadores y depredadores apicales en plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Grupo trófico | RT-MTL | Estado | Tendencia |
|--|---------|--------|-----------|
| Mesodepredadores y depredadores apicales | 0,040** | | ↑ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. Los resultados obtenidos a partir de la tendencia del indicador muestran un aumento significativo, observándose un incremento del valor del indicador de 0,040 desde 2001, como se puede observar en la Figura 6. El indicador RT-MTL muestra una mejora del nivel trófico de las especies situadas en la mitad superior de la cadena trófica. Esta tendencia positiva parece indicar que, a lo largo de las dos décadas analizadas, los niveles intermedios y superiores están experimentando una mejoría en su nivel trófico medio.



Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

En la aproximación espacio-temporal se observa una importante alteración del patrón identificado para el escenario MTL4. Así en este escenario se registra una distribución heterogénea de los valores medios, detectándose los valores máximos en el entorno de las Rías Bajas, entre Estaca de Bares y Cabo Peñas, y en el extremo oriental de la demarcación, mientras que los valores mínimos se identifican en el entorno de las Rías Altas. Por otro lado, al aplicarse esta aproximación a las tendencias del indicador RT-MTL se detecta una significativa mejoría generalizada, aunque sin un patrón espacial claro definido.

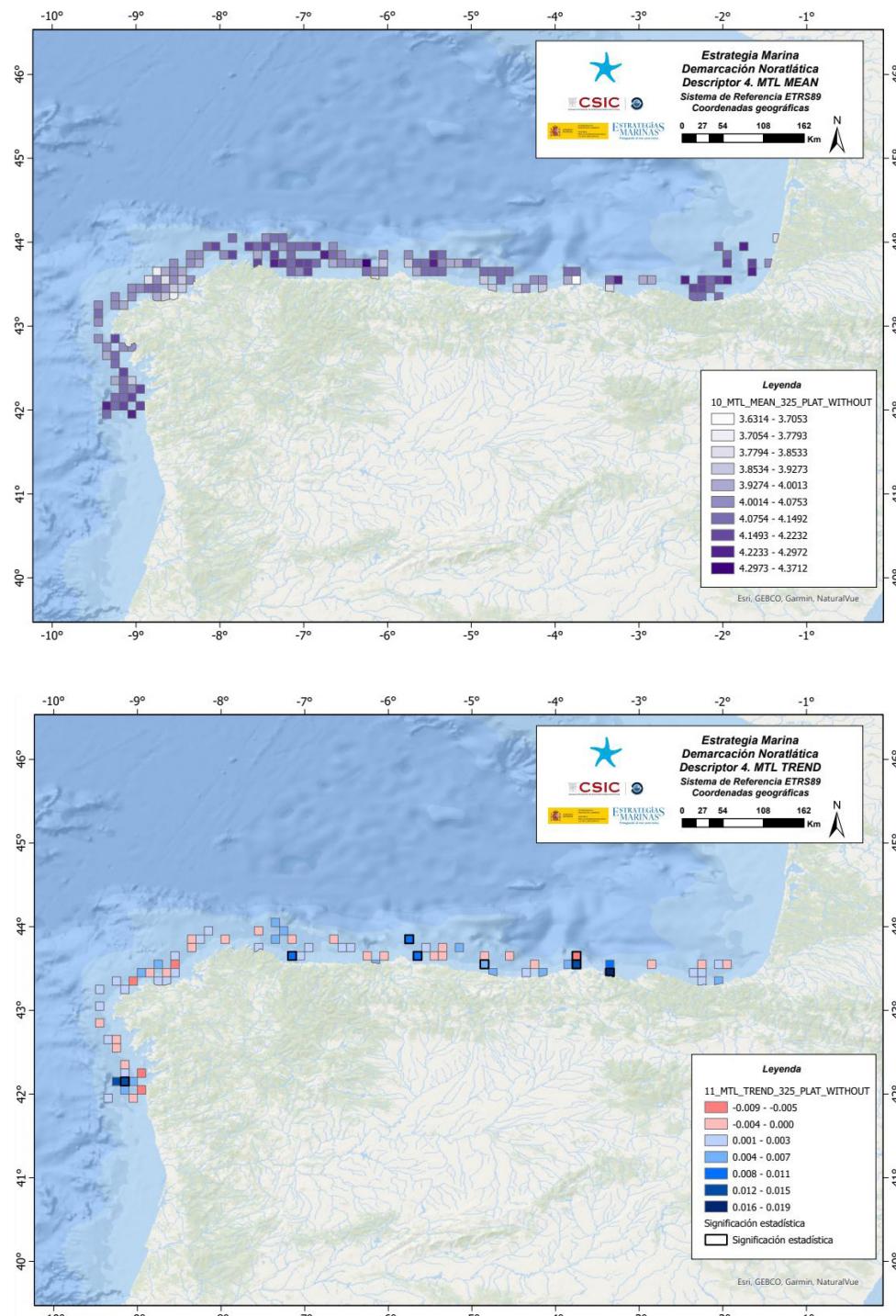


Figura 6. Plataforma: Valores promedio del indicador por celda (arriba) y tendencia (abajo), correspondiente al escenario mesopredadores y depredadores apicales (MTL3.25) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan tendencias significativas de los modelos.

Por otra parte, en el escenario que incluye a las especies pelágicas se observa una reducción general de los valores medios para toda la demarcación, aunque las zonas que continúan destacando con valores más altos son las Rías Bajas, el extremo oriental de la demarcación y el tramo entre Estaca de Bares y Cabo Peñas (Figura 7). No obstante, al valorar las tendencias, destaca en términos generales la recuperación del indicador, específicamente en las Rías Bajas y en la mitad oriental de la demarcación. Las tendencias en las Rías Altas destacan por su suave degradación.

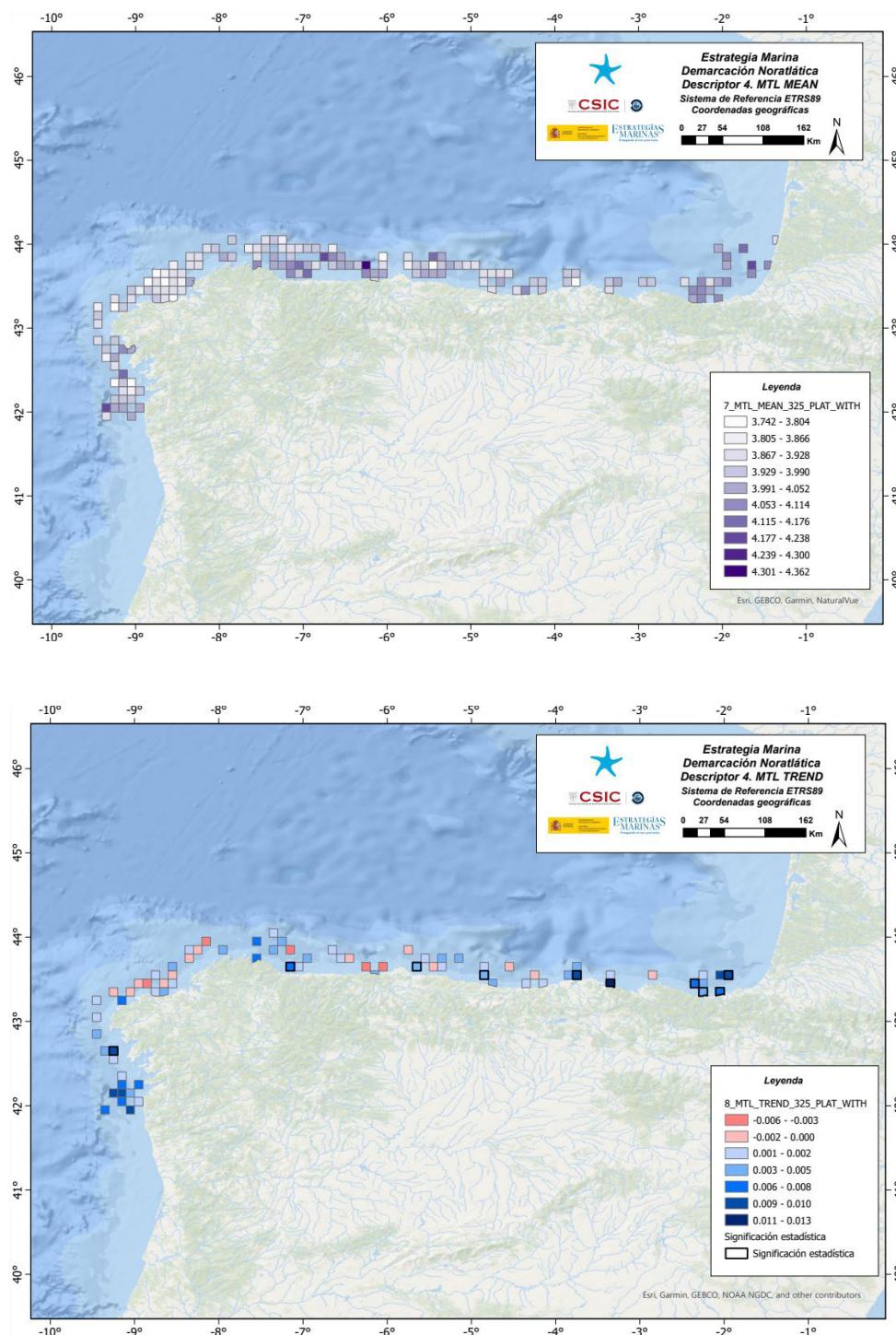
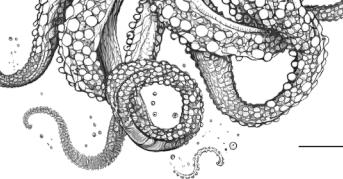


Figura 7. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y tendencia (abajo), correspondiente al escenario mesopredadores y depredadores apicales (MTL3.25) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan tendencias significativas de los modelos.



3.1.1.3. Escenario MTL2 (toda la comunidad)

Tabla 11. Resultado de la evaluación de toda la comunidad en plataforma.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

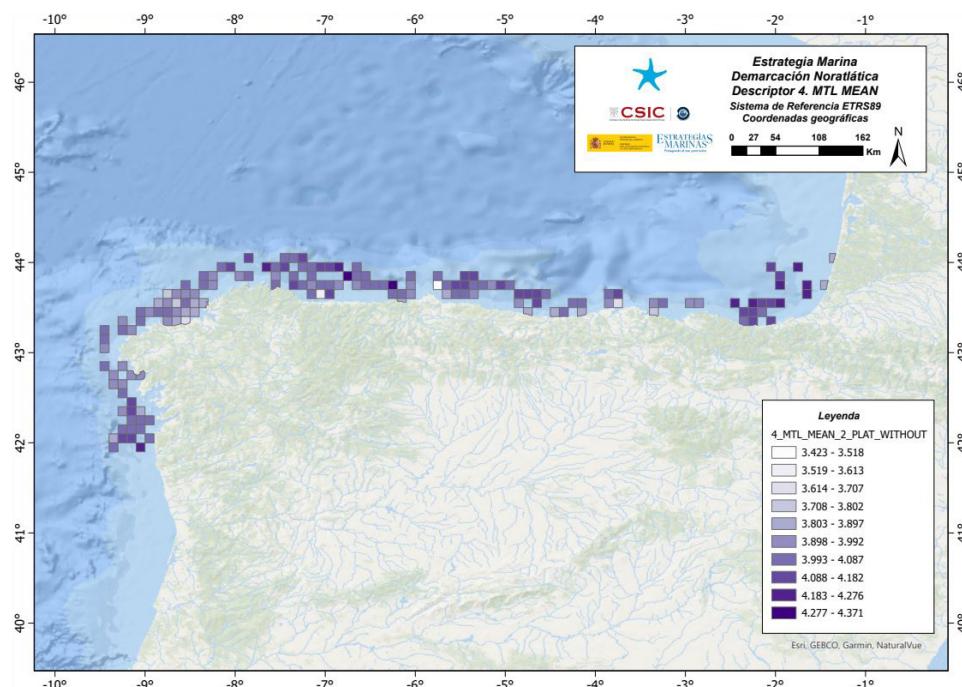
| Grupo trófico | RT-MTL | Estado | Tendencia |
|-------------------|--------|--------|-----------|
| Toda la comunidad | -0,010 | | ↔ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. Los resultados obtenidos a partir de la tendencia del indicador muestran un descenso no significativo, observándose una disminución del valor del indicador de -0,010 desde 2001, como se puede observar en la Figura 8. El indicador RT-MTL refleja por tanto cierto deterioro, aunque no concluyente, del nivel trófico de toda la comunidad bento-demersal.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

En la aproximación espacio-temporal aplicada a los valores medios del indicador RT-MTL se observa una distribución heterogénea de los valores medios, detectándose los valores máximos, al igual que en los resultados para el escenario MTL3.25, en el entorno de las Rías Bajas, entre Estaca de Bares y Cabo Peñas, y en el extremo oriental de la demarcación, y cierta predominancia de valores bajos en el entorno de las Rías Altas. Por otro lado, al aplicarse esta aproximación a las tendencias del indicador RT-MTL se identifica una abundancia generalizada de valores decrecientes junto con la presencia de valores significativos crecientes, siendo en las rías gallegas donde predominan los valores negativos mientras los valores positivos presentan una distribución heterogénea con mayor significancia en los resultados de la mitad oriental.



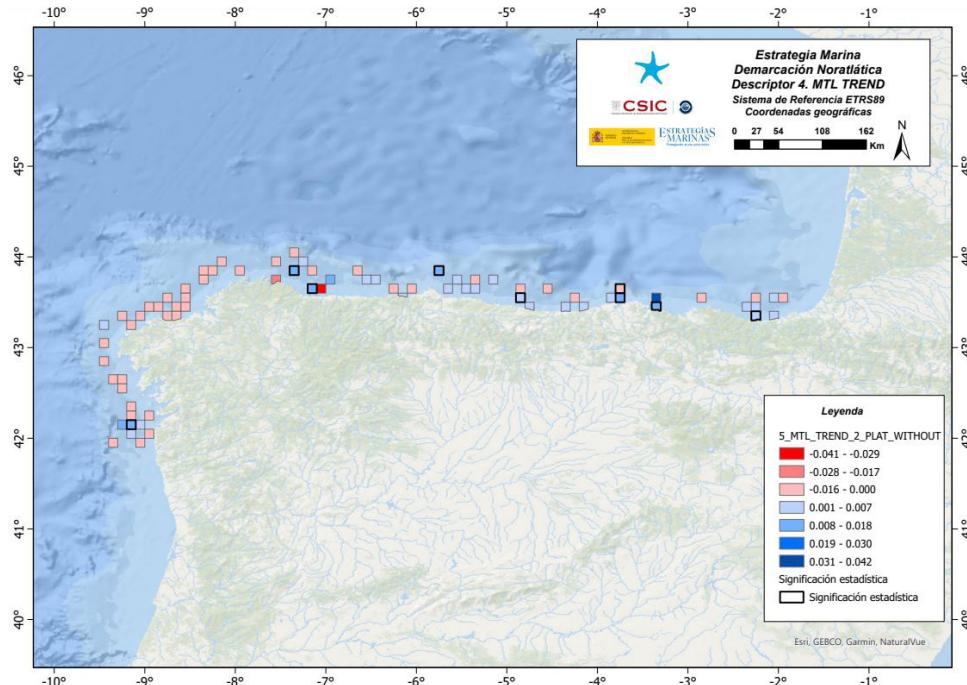
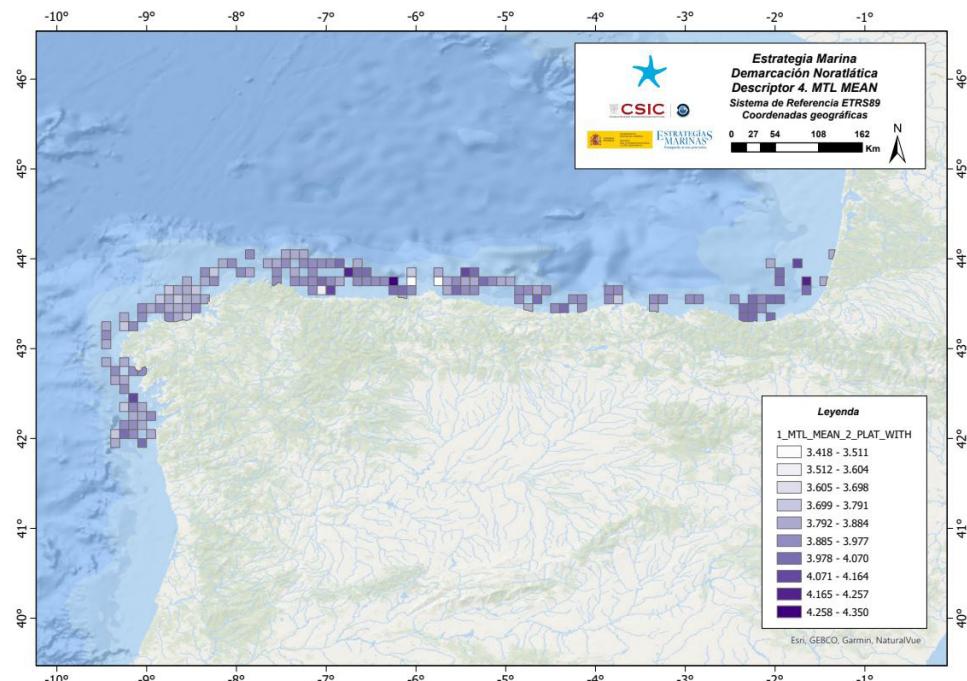


Figura 8. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y tendencia (abajo), correspondiente al escenario que considera toda la comunidad bento-demersal (MTL2) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan tendencias significativas de los modelos.

Al incluir las especies pelágicas en los análisis de toda la comunidad se observa una ligera reducción generalizada de los valores del MTL y una mayor homogeneización espacial de los resultados, aun cuando las zonas ya identificadas con valores mayores sigan presentes (Figura 9). La representación cartográfica de las tendencias confirma el empeoramiento, ya observado en otros escenarios, en la zona de las Rías Altas, así como una mejoría en la zona oriental de la demarcación. Sin embargo, es en las Rías Bajas donde mejor destaca el cambio entre el escenario MTL2 sin y con pelágicos, reflejando valores positivos en este último.



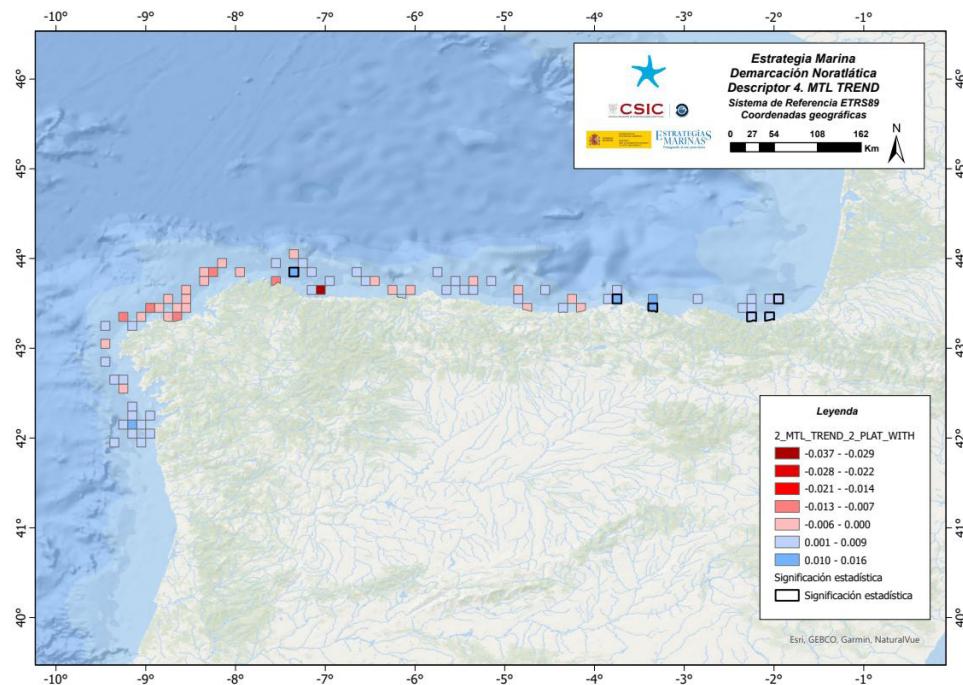


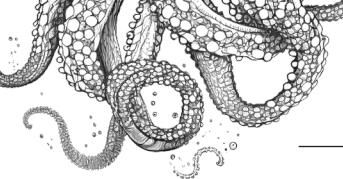
Figura 9. Plataforma: valores promedio del indicador por celda (arriba) y tendencia (abajo), correspondiente al escenario que considera toda la comunidad bento-demersal (MTL2) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan tendencias significativas de los modelos.

3.1.2. Evaluación para RT-MTL en talud

Consecución del BEA

Tabla 12. Consecución del buen estado ambiental en los sistemas de talud.

| | |
|---|--------------|
| Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA) | No relevante |
| Proporción de niveles tróficos en BEA | No relevante |
| Resultado de la evaluación | Desconocido |
| Periodo de evaluación | 2001-2021 |



Descripción del estado

Tabla 13. Resultados de la evaluación en talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Talud | | | |
|--|-----------|--------|-----------|
| Grupo Trófico | RT-MTL | Estado | Tendencia |
| Depredadores apicales | -0,100*** | | ↓ |
| Mesodepredadores & Depredadores apicales | 0,070*** | | ↑ |
| Toda la comunidad | -0,060 | | ↔ |

Resultados de la evaluación del indicador

Los resultados de la evaluación del RT-MTL se muestran en la Figura 10, la cual incluye un gráfico por escenario analizado. Además, en la Tabla 14 se muestran los valores del cambio del indicador para los mismos escenarios, obtenido a partir de la pendiente de la función de regresión lineal multiplicada por el número total de años de la serie histórica.

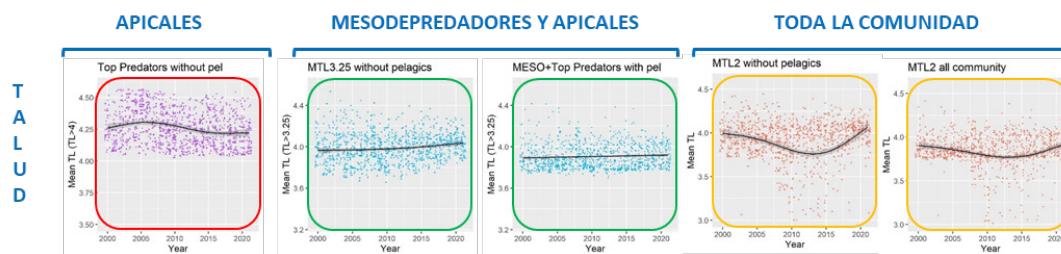
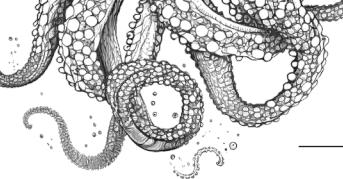


Figura 10. Tendencias temporales de los niveles tróficos promedio en función de los escenarios batimétricos y ecológicos. Marco rojo= tendencias negativas, marco naranja = no hay tendencia significativa, marco verde = tendencias positivas.

Tabla 14. Resumen de la evaluación del indicador en los diferentes escenarios.

| Demarcación noratlántica | Sin pelágicos | Con pelágicos |
|---|---------------|---------------|
| Depredadores apicales | -0,100*** | |
| Depredadores apicales y mesodepredadores | 0,070*** | 0,030* |
| Toda la comunidad | -0,060 | -0,050 |
| Valor p del test de significancia estadística *: p<0,05; **: p<0,01; ***: p<0,001 | | |

Los valores obtenidos muestran una disminución significativa del MTL para los escenarios que evalúan los depredadores apicales, siendo de mayor magnitud en los escenarios que no contemplan las especies pelágicas. Estos resultados contrastan con los de los escenarios que incorporan los mesodepredadores



ya que estos reflejan una mejoría significativa del MTL. Esto podría deberse tanto al alto impacto que tienen las pesquerías en los depredadores apicales, objeto frecuente de las pesquerías, como a la importancia de la biomasa de los mesodepredadores, capaz de revertir el signo de la tendencia. Por último, cabe resaltar que los escenarios para toda la comunidad no ofrecen resultados significativos que permitan la interpretación con un intervalo de confianza necesario.

En los siguientes apartados se presentan los resultados del indicador por grupos tróficos (elementos) para los escenarios sin y con pelágicos, acompañados por los mapas obtenidos al aplicar la aproximación espacio-temporal para poder identificar patrones espaciales que pudiesen quedar ocultos al considerar un único valor para toda la demarcación.

3.1.2.1. Escenario MTL4 (depredadores apicales)

Tabla 15. Resultados de la evaluación de depredadores apicales en sistemas de talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Grupo trófico | RT-MTL | Estado | Tendencia |
|-----------------------|-----------|--------|-----------|
| Depredadores apicales | -0,100*** | | ↓ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. Los resultados obtenidos a partir de la tendencia del indicador muestran un descenso significativo, observándose una disminución del valor del indicador de -0,100 desde 2001. El indicador RT-MTL muestra un deterioro de su nivel trófico medio, cuya tendencia negativa indica que las redes tróficas del ecosistema no solo no se están recuperando con respecto a la situación en la que se encontraban al inicio de la serie histórica, sino que han experimentado una degradación importante en las últimas dos décadas.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

El análisis espacio-temporal de los valores medios revela un gradiente decreciente hacia el este, interrumpido en las cercanías de las zonas marinas protegidas de El Cachorro y el Cañón de Avilés (Figura 11). En el mapa de tendencias se observa en estas últimas zonas una disminución significativa del indicador, que también se observa, y de forma más manifiesta, en el talud gallego.

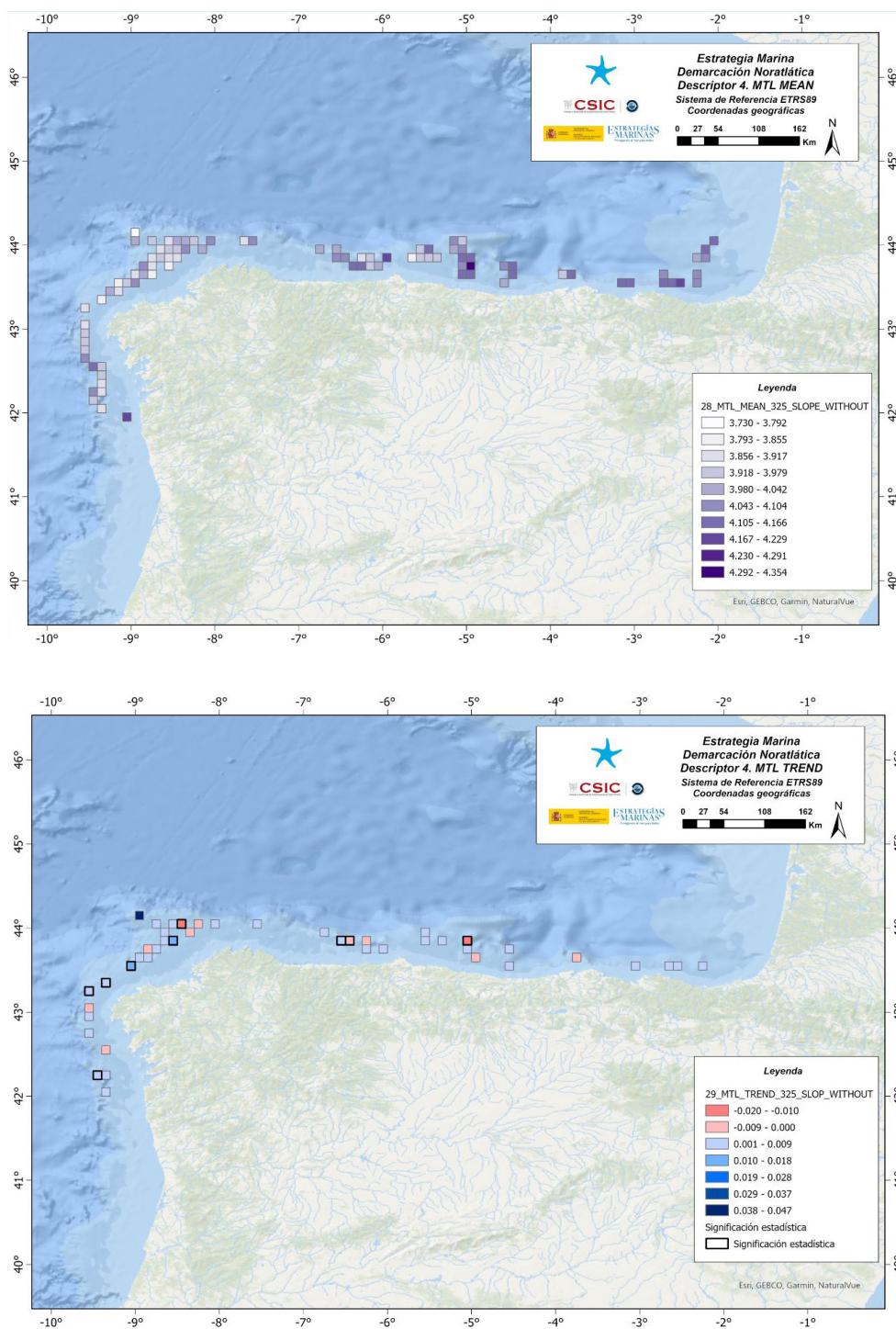
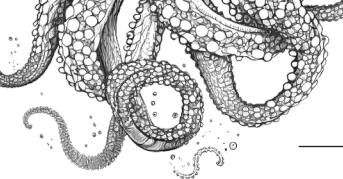


Figura 11. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y la tendencia (abajo), correspondiente al escenario depredadores apicales (MTL4) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan tendencias significativas de los modelos.

Con respecto al escenario con especies pelágicas, éste no se considera dado que el arte utilizado en las campañas oceanográficas es para muestrear las especies bento-demersales y no captura ninguna especie pelágica de TL superior a 4, tal y como se indicó anteriormente.



3.1.2.2. Escenario MTL3.25 (mesodepredadores y depredadores apicales)

Tabla 16. Resultado de la evaluación de mesodepredadores y depredadores apicales en talud.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

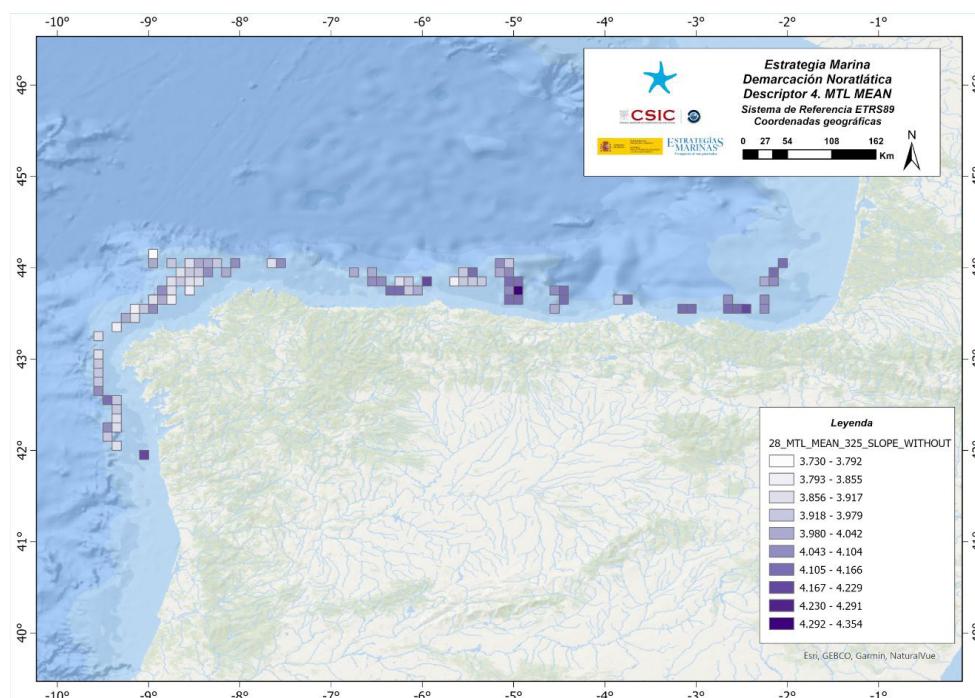
| Grupo trófico | RT-MTL | Estado | Tendencia |
|--|----------|--------|-----------|
| Mesodepredadores y depredadores apicales | 0,070*** | | ↑ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. Los resultados obtenidos a partir de la tendencia del indicador muestran un aumento significativo, observándose un incremento del valor del indicador de 0,070 desde 2001, como se puede observar en la Figura 12. El indicador RT-MTL muestra una mejora del nivel trófico de las especies situadas en la mitad superior de la cadena trófica. Esta tendencia positiva parece indicar que a lo largo de las dos décadas analizadas los niveles intermedios y superiores están experimentando una mejoría en su nivel trófico medio.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

El análisis espacio-temporal refleja un gradiente espacial en los mapas, en este caso creciente al este (Figura 12). Por otra parte, al observar el mapa de tendencias destaca la generalizada estabilización del indicador, la mejora en la zona de las Rías Altas, que en otros escenarios suele mostrar un comportamiento contrario, y una reducción en el entorno del área marina protegida de El Cachucho.



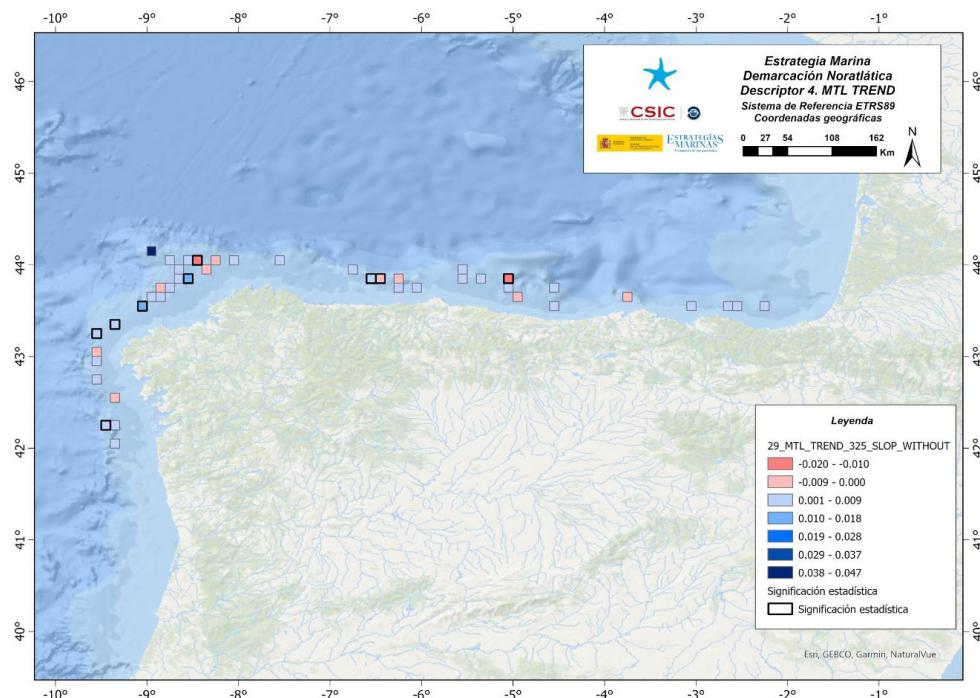
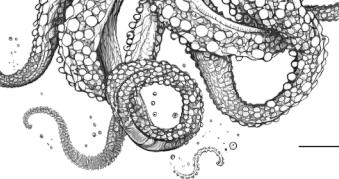
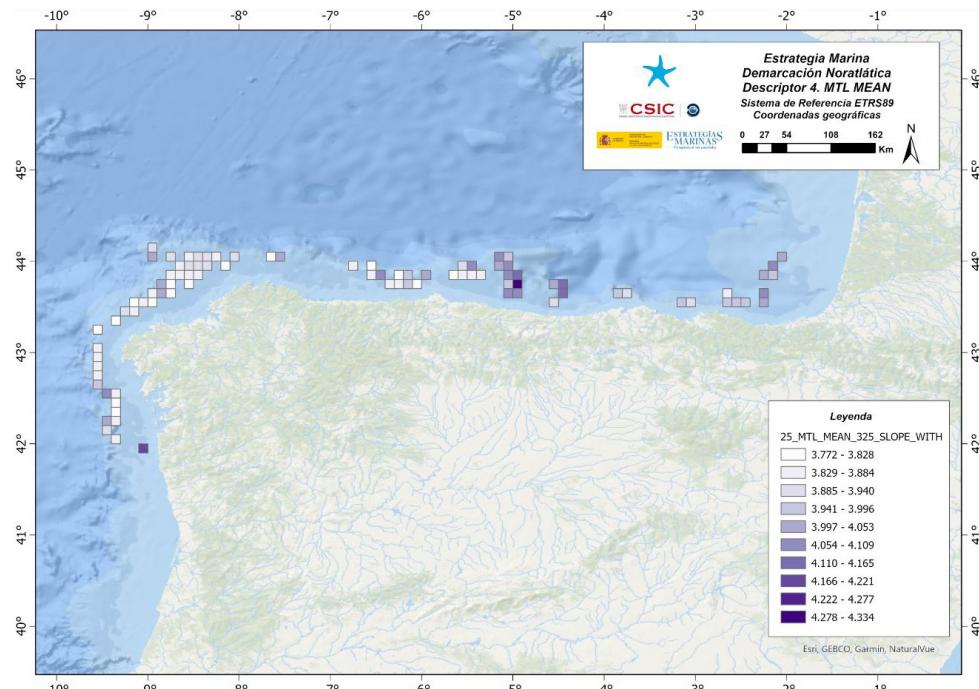


Figura 12. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y tendencia (abajo), correspondiente al escenario para mesodepredadores y depredadores apicales (MTL3.25) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan tendencias significativas de los modelos.

Incorporando las especies pelágicas en el análisis del indicador, se observa una reducción generalizada del MTL, se confirma el patrón ascendente del valor hacia oriente, y destacan los valores más altos en el entorno del AMP. de El Cachucho (Figura 13). Sin embargo, en el mapa de tendencias se advierte en esta zona un significativo descenso del indicador, que abarca hasta la zona protegida del Cañón de Avilés y en contraste con la zona oriental, donde se refleja una ligera mejoría del indicador, en las rías gallegas los valores son más heterogéneos, aunque con predominio de valores negativos, indicando una pérdida del valor del nivel trófico medio.



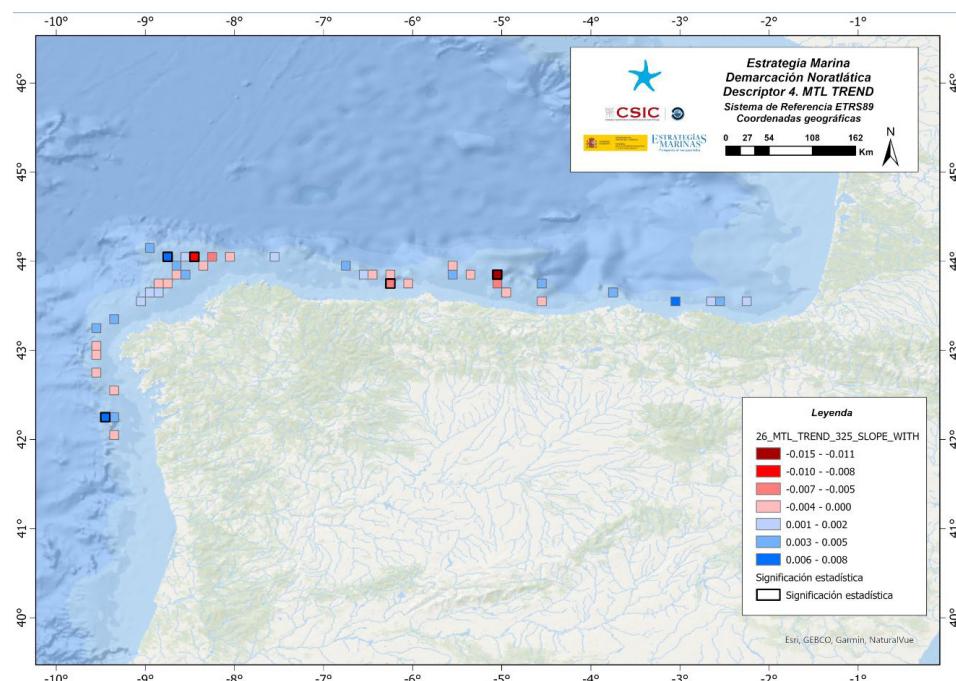
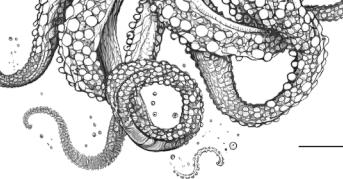


Figura 13. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y tendencia (abajo), correspondiente al escenario para mesodepredadores y depredadores apicales (MTL3.25) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan tendencias significativas de los modelos.

3.1.2.3. Escenario MTL2 (toda la comunidad)

Tabla 17. Resultado de la evaluación de toda la comunidad en talud

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Grupo trófico | RT-MTL | Estado | Tendencia |
|-------------------|--------|--------|-----------|
| Toda la comunidad | -0,060 | | ↔ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido. Los resultados obtenidos a partir de la tendencia del indicador muestran un descenso no significativo, observándose una disminución del valor del indicador de -0,060 desde 2001, como se puede observar en la Figura 14. El indicador RT-MTL muestra un deterioro del nivel trófico de toda la comunidad bento-demersal, aunque al no ser significativo el resultado no es concluyente. Esta ausencia de significación se interpreta como una señal de resiliencia de las comunidades bento-demersales a lo largo de la serie histórica.

Resultados de la evaluación espacio-temporal del indicador

El análisis espacio-temporal de los valores medios refleja una distribución bastante homogénea, con la excepción de las Rías Altas donde se puede apreciar unos valores significativamente más bajos (Figura 14). Por otra parte, el mapa de las tendencias muestra tendencias negativas en las zonas ya señaladas, tanto de las AMP de El Cachucho y Cañón de Avilés como de las rías gallegas.

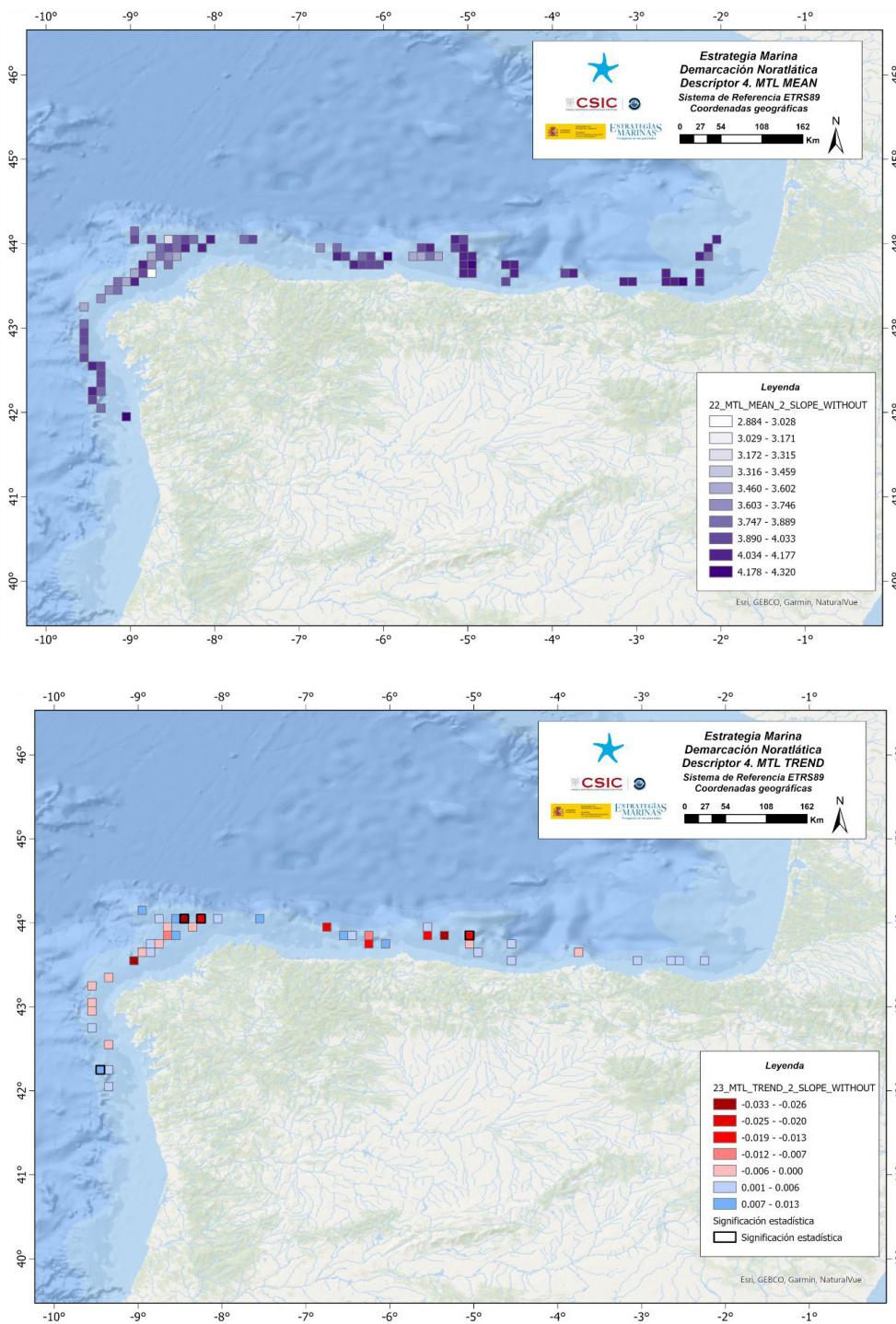
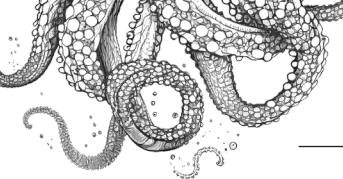


Figura 14. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y tendencia (abajo), correspondiente al escenario que considera toda la comunidad bento-demersal (MTL2) sin pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan tendencias significativas de los modelos.



Con respecto al escenario con especies pelágicas, este detecta especialmente dos zonas con valores más elevados y concentrados, el AMP El Cachucho y el extremo oriental de la demarcación. También resaltan la zona del Cañón de Avilés y de las Rías Bajas por su concentración de valores altos, aunque no tan homogéneos como las anteriores. No obstante, al comprobar las tendencias del indicador se observa un predominio de valores en retroceso, especialmente en las zonas cercanas a las áreas marinas protegidas ya señaladas que, junto con las Rías Altas, registran un retroceso más significativo del valor del indicador.

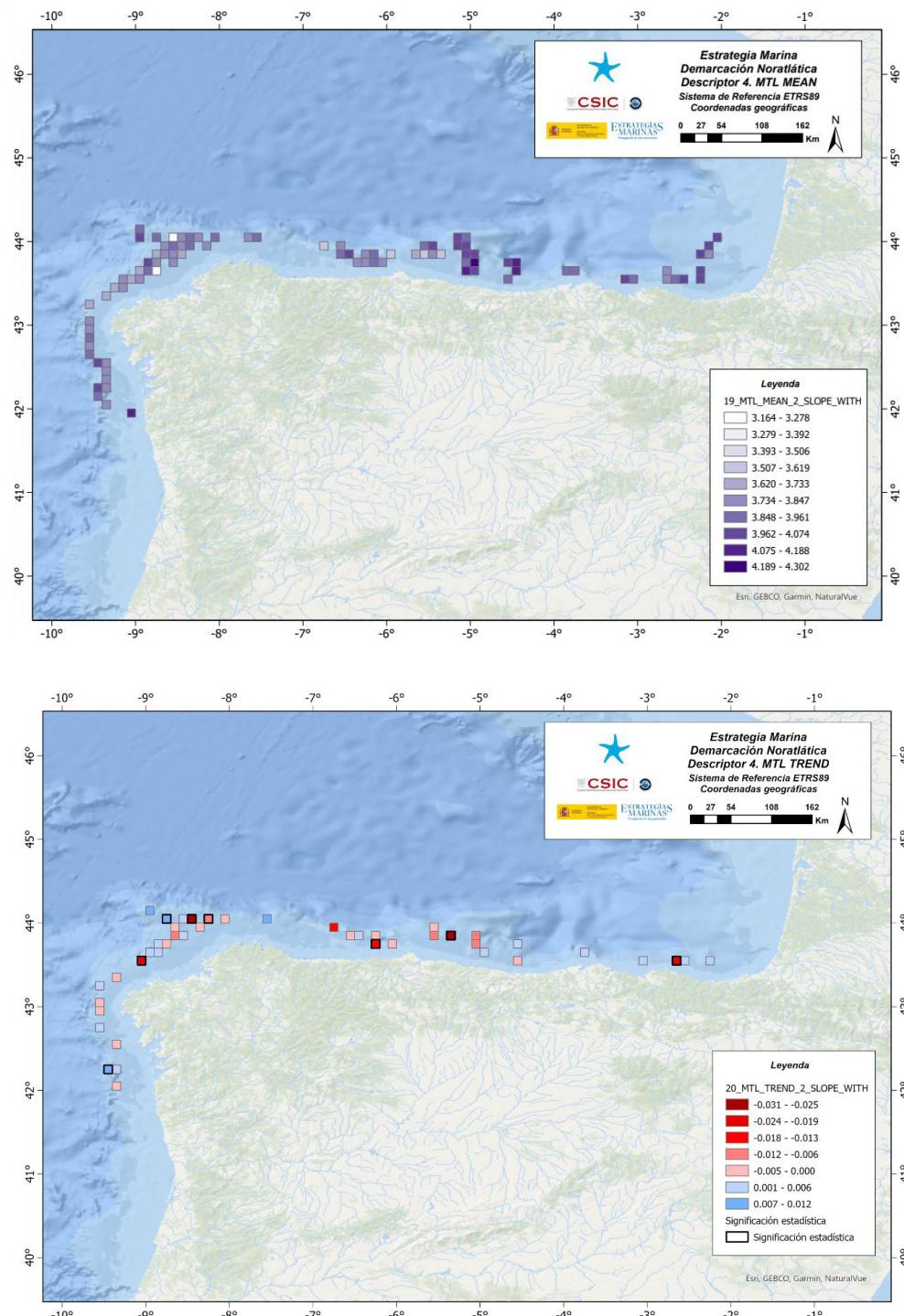
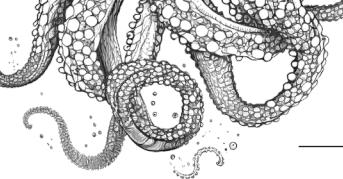


Figura 15. Talud: valores promedio del indicador por celda (arriba) y tendencia (abajo), correspondiente al escenario que considera toda la comunidad bento-demersal (MTL2) con pelágicos. Las celdas enmarcadas en negrita representan tendencias significativas de los modelos.



3.2. Conclusiones del indicador RT-MTL

El resumen de los resultados de la evaluación del indicador en todos los escenarios batimétricos y ecológicos de la aproximación temporal y espacio-temporal se puede ver en la Tabla 18.

El nivel trófico medio de los depredadores apicales muestra tendencias decrecientes significativas en todos los escenarios, tanto en plataforma como en talud. Sin embargo, cuando se incorporan las especies de niveles tróficos intermedios, mesodepredadores, las tendencias observadas se tornan positivas en todos los escenarios. El contraste entre ambas tendencias puede estar detectando una señal de declive en la biomasa de los depredadores apicales (algunos de los cuales son especies de alto valor comercial). Dado que el MTL es un buen indicador de presión pesquera estos resultados podrían estar indicando una sobreexplotación de los recursos demersales y cierta señal de alarma, sin embargo, la aparente mejoría de los niveles intermedios (especies de peces, elasmobranquios y cefalópodos) podría estar compensando el desbalance en la estructura de la red trófica.

En cuanto a los resultados obtenidos con la aproximación espacio-temporal, el nivel trófico medio de los depredadores apicales muestra valores más elevados en la zona occidental del área comparado con el resto de la demarcación. Al observar las tendencias, se registran descensos significativos en la zona más occidental, más pronunciado en ecosistemas de plataforma que en el talud. Esta disminución significativa en el nivel trófico medio en las costas gallegas podría estar reflejando un mayor impacto de la presión pesquera en esa zona respecto al Cantábrico, hecho ya detectado en anteriores trabajos (Preciado et al., 2019) donde se observó un impacto negativo significativo del arrastre de fondo en el nivel trófico medio de las comunidades bento-demersales en esa zona.

Los resultados del indicador incluyendo todo el espectro trófico de la comunidad bento-demersal (MTL2) no muestran unas tendencias claras y no resultan tan concluyentes probablemente por el efecto enmascarador que ejercen las especies en la cima de la cadena trófica cuya biomasa tiene una gran influencia en la trayectoria del indicador.

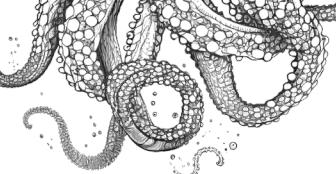
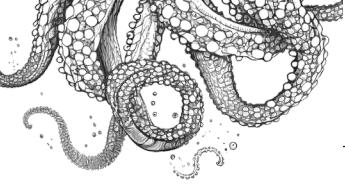
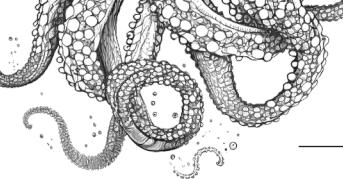


Tabla 18. Resumen de la evaluación del indicador con los resultados más relevantes de la aproximación temporal y espacio-temporal.

| Car | Esc. | Cambio MTL | Tend. | Patrón espacial | Zonas de interés |
|------------|--------------------------|------------|-----------------|---|---|
| Plataforma | MTL4 SIN PELÁGICOS | -0,100*** | SEÑAL DE ALARMA | Valores medios - Gradiente decreciente al oriente | Rías Gallegas: valores máximos |
| | | | | Tendencias - Desciende al oeste - Asciende al este | Mitad occidental: fuerte degradación Mitad oriental: ligera recuperación |
| | MTL3.25 SIN PELÁGICOS | 0,040** | SEÑAL DE MEJORA | Valores medios - Distribución heterogénea | Rías Bajas: valores máximos Estaca de Bares-Cabo Peñas: valores máximos Oriente: valores máximos Rías Altas: valores mínimos |
| | | | | Tendencias - Significativa recuperación | Sin patrón claro definido |
| | MTL3.25 CON PELÁGICOS | 0,060** | SEÑAL DE MEJORA | Valores medios - Reducción generalizada | Rías Bajas: significativo descenso Estaca de Bares-Cabo Peñas: valores máximos Oriente: valores elevados |
| | | | | Tendencias - Recuperación del indicador | Mitad oriental: recuperación significativa Rías Bajas: recuperación Rías Altas: degradación Cañón de Avilés: degradación |
| | MTL2 SIN PELÁGICOS | -0,010 | RESILIENTE | Valores medios - Distribución heterogénea | Rías Bajas: valores máximos Estaca de Bares-Cabo Peñas: valores máximos Oriente: valores máximos Rías Altas: valores bajos |
| | | | | Tendencias - Abundancia valores decrecientes - Valores significativos de recuperación | Rías Gallegas: predominancia valores negativos |
| | MTL2 CON PELÁGICOS | 0,010 | RESILIENTE | Valores medios - Ligera reducción generalizada - Mayor homogeneización espacial | Oriente: valores máximos Rías Bajas: valores elevados Rías Altas: valores bajos |
| | | | | Tendencias - Ligera recuperación significativa | Rías Bajas: recuperación Oriente: recuperación significativa Rías Altas: degradación |



| Car | Esc. | Cambio MTL | Tend. | Patrón espacial | Zonas de interés |
|-------|--------------------------|------------|-----------------|--|---|
| Talud | MTL4 SIN PELÁGICOS | -0,100*** | SEÑAL DE ALARMA | Valores medios - Distribución heterogénea - Tendencia a degradación al oriente | Oriente: valores mínimos |
| | | | | Tendencias - Significativa degradación | Oriente: ligera recuperación Rías Altas: degradación significativa |
| | MTL3.25 SIN PELÁGICOS | 0,070*** | SEÑAL DE MEJORA | Valores medios - Gradiente creciente al Este | Mitad oriental: valores elevados Mitad occidental: valores bajos |
| | | | | Tendencias - Ligera recuperación significativa | Rías Altas: recuperación significativa no homogénea |
| | MTL3.25 CON PELÁGICOS | 0,030* | SEÑAL DE MEJORA | Valores medios - Gradiente creciente al Este - Reducción generalizada | AMP El Cachucho: valores elevados |
| | | | | Tendencias - Distribución heterogénea - Destacan valores significativa degradación | Mitad oriental: recuperación Cañón Avilés-El Cachucho: significativa degradación |
| | MTL2 SIN PELÁGICOS | -0,060 | RESILIENTE | Valores medios - Distribución homogénea | Rías Altas: valores mínimos |
| | | | | Tendencias - Generalizada ligera recuperación - Destacan valores significativa degradación | Rías Altas: degradación significativa Cañón Avilés-El Cachucho: degradación significativa |
| | MTL2 CON PELÁGICOS | -0,050 | RESILIENTE | Valores medios - Distribución heterogénea | AMP El Cachucho: valores máximos |
| | | | | Tendencias - Distribución heterogénea Destacan valores significativa degradación | Rías Altas: degradación significativa Cañón de Avilés-El Cachucho: degradación significativa |



3.3. Limitaciones y futuras líneas de trabajo para el indicador RT-MTL

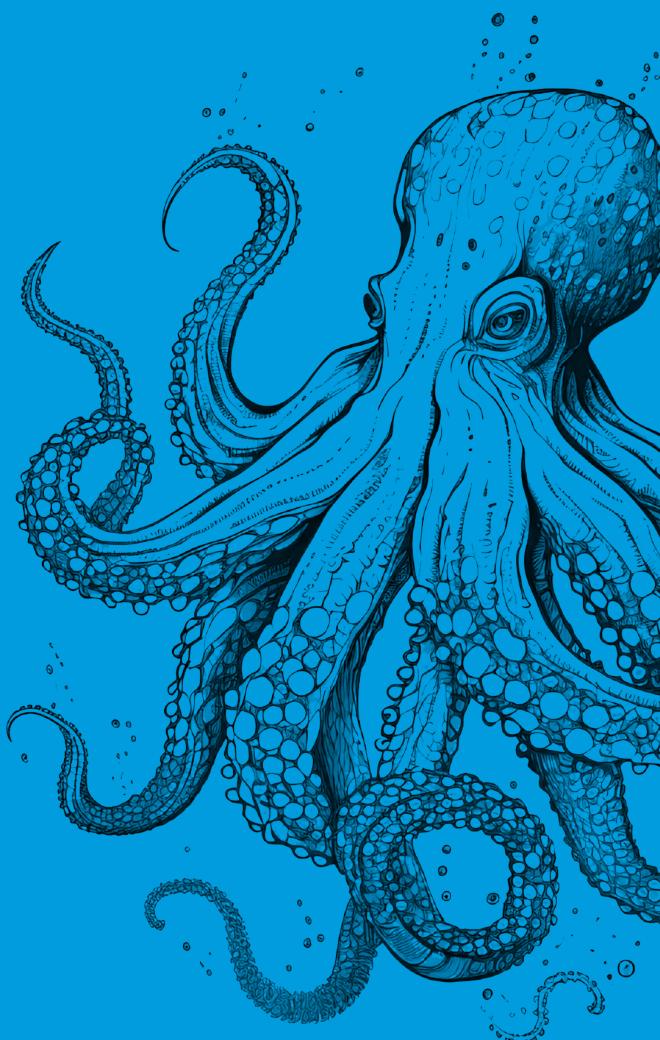
Los trabajos realizados para la evaluación de las redes tróficas, basados en extensas series de datos con más de 20 años de análisis estomacales y datos complementarios obtenidos a partir de la isotopía estable, han permitido realizar análisis más avanzados respecto al ciclo anterior de las estrategias marinas. No obstante, siguen existiendo importantes obstáculos que limitan la investigación y el análisis del funcionamiento de las redes tróficas. Estas limitaciones se exponen, a continuación, como marco de referencia para los resultados presentados:

- Los hábitats y comunidades estudiadas se ciñen al ámbito circalitoral de fondos sedimentarios, por lo que los fondos rocosos de la península y los archipiélagos quedan fuera del estudio, así como las zonas costeras del infralitoral.
- Las redes tróficas pelágicas quedan fuera del alcance de esta evaluación. El tipo de muestreo utilizado en las campañas oceanográficas de arrastre bento-demersal (arrastre de fondo) permite estudiar adecuadamente las comunidades bento-demersales, no así el dominio pelágico.
- No se ha tenido en cuenta en la presente evaluación el cambio en los niveles tróficos de aquellas especies que experimentan cambios ontogénicos en la dieta, ni se ha considerado la estructura de tallas de las especies y sus variaciones a lo largo de la serie histórica. Asimismo, la obtención de los niveles tróficos por medio de dos metodologías complementarias (contenidos estomacales vs isótopos estables), a pesar de ser una potente herramienta para comprender el funcionamiento de las redes tróficas, suscita ciertas dudas a la hora de establecer un único nivel trófico para las especies presa.
- La incertidumbre asociada a los modelos lineales utilizados para reflejar los cambios en el indicador sugiere tomar con precaución las tendencias no significativas, las cuales representan una considerable proporción en todos los escenarios, en torno al 40 %.

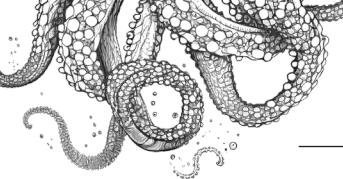
Algunas de las limitaciones mencionadas son susceptibles de ser abordadas en el siguiente ciclo (p.e. mejora en el cálculo de los niveles tróficos). Otras, no obstante, requerirán de muestreos adicionales en campañas complementarias (p.e. hábitats pelágicos, zona infralitoral) que requerirán la colaboración e información de otros descriptores. Independientemente de las limitaciones mencionadas, existen numerosas líneas de investigación futuras que permitirán ampliar el alcance de lo investigado en este ciclo de las estrategias marinas. Algunas de las líneas de trabajo y objetivos a medio plazo que ya se han identificado se listan a continuación:

- Explorar la relación con indicadores complementarios, como la heterogeneidad trófica presentada en otras demarcaciones de este ciclo de estrategias marinas, para mejorar la comprensión de la compleja realidad de los sistemas tróficos bento-demersales.
- Evaluar la implicación de factores externos en las tendencias del indicador, investigando posibles ciclos, naturales o inducidos por el hombre, que ayuden a mejorar su comprensión.
- Establecer valores umbral, basados en resultados significativos y robustos, a partir de la relación entre las presiones y el indicador

04



INDICADOR RT-ENA: “ANÁLISIS DE REDES ECOLÓGICAS”



4. Indicador RT-ENA “Análisis de Redes Ecológicas”

La evaluación del estado de las redes tróficas marinas presenta una complejidad particular debido a la relación de diversos componentes que interactúan y varían en el espacio y en el tiempo. A pesar de que ya se han desarrollado algunos indicadores de redes tróficas en el marco de la convención OSPAR (por ejemplo, el nivel trófico medio (Priciado et al., 2023) o la biomasa y abundancia de grupos funcionales (Thompson et al., 2022), estos se centran en compartimentos muy específicos del ecosistema. Para superar esta limitación, el análisis de redes ecológicas (*'Ecological Network Analysis'* en inglés, ENA) constituye una metodología adecuada para evaluar las redes tróficas marinas ya que estudia las relaciones que se establecen entre las especies en un ecosistema determinado con el fin de analizar las propiedades holísticas y sistémicas a nivel de ecosistema. Asimismo, por definición, tiene el potencial de integrar múltiples indicadores vinculados a diferentes componentes del ecosistema, aunque dicha integración necesita ser explorada y evaluada (Figura 16).

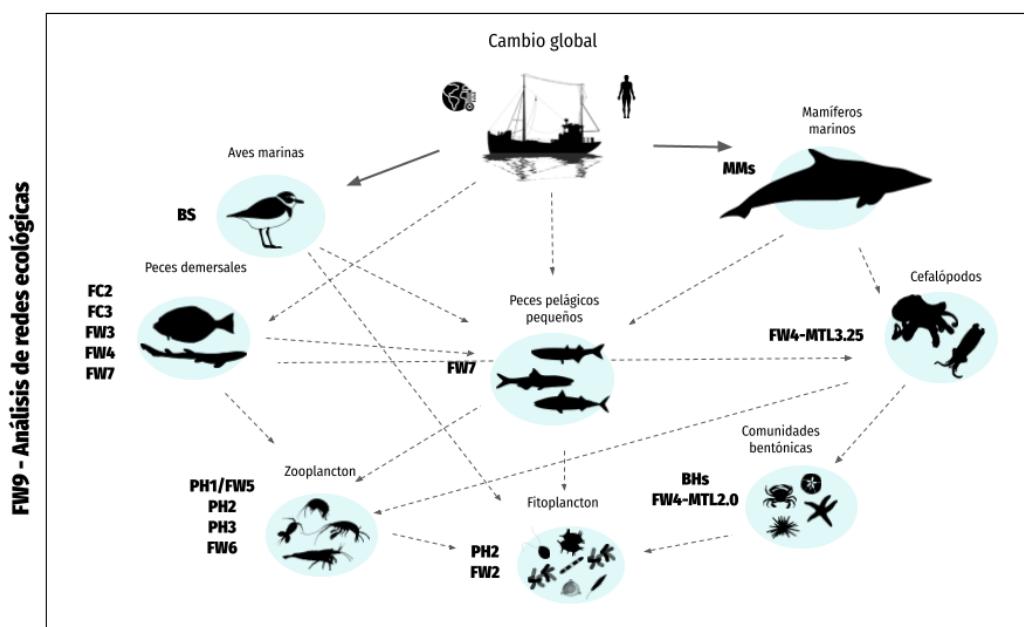
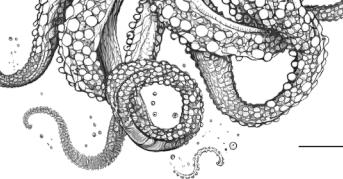


Figura 16. Esquema ilustrativo del indicador RT-ENA (Análisis de Redes Ecológicas) mostrando los vínculos entre los diferentes indicadores, descriptores y componentes del ecosistema. Acrónimos utilizados en OSPAR: BS = seabird breeding success; FC2 = Proportion of Large Fish; FC3 = Mean maximum length of demersal fish and elasmobranchs; FW3 = Size composition in fish communities; FW4 = Changes in Average Trophic Level of Marine Consumers; FW7 = Biomass and abundance of fish functional groups; PH1/FW5 = Change in plankton; PH2 = Plankton biomass and/or abundance; PH3 = Plankton Diversity Index; FW6 = Biomass, species composition, and spatial distribution of zooplankton; FW2 = Production of phytoplankton; MTL = Mean Trophic Level; MMs = Marine Mammals.

La metodología ENA surge de la necesidad de representar y analizar procesos a nivel de ecosistema (Ulanowicz, 2004), en contraste con enfoques más reduccionistas que ignoran las interacciones entre las especies y los efectos indirectos que ocurren a distintos niveles de un ecosistema (Fath et al., 2007). Utiliza técnicas de álgebra lineal para analizar las propiedades estructurales y funcionales de los ecosistemas complejos, permitiendo la representación de compartimentos ecológicos y sus interacciones, así como el análisis de redes para determinar la importancia de cada componente del sistema (Fath et al., 2007). Además, integra información acerca de la teoría de la información, la organización y el análisis de flujos para evaluar el estado de desarrollo y madurez del sistema (Odum, 1969; Rutledge et al., 1976; Finn, 1980; Ulanowicz, 1997; Latham, 2006; Fath et al., 2007).

Estos índices son considerados buenos indicadores para la evaluación del estado de salud del ecosistema y han sido citados por la convención OSPAR como prometedores (Niquil et al., 2014; Arroyo



et al 2017; de la Vega *et al.*, 2018; Safi *et al.*, 2019). También se han utilizado para comprender los efectos de las actividades humanas en los ecosistemas (Coll *et al.*, 2008; Tecchio *et al.*, 2016; Coll and Steenbeek 2017), o incluso para desarrollar diferentes escenarios de gestión (Heymans y Tomczak, 2016; Tomczak *et al.*, 2013).

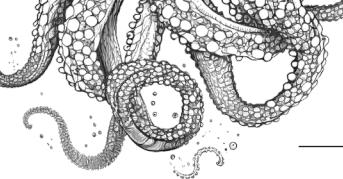
El análisis de redes ecológicas (ENA) es una metodología que combina modelado y análisis para investigar la estructura, funcionamiento, estado y madurez de los ecosistemas marinos, así como la configuración de sus redes tróficas. Reconocido por la comunidad científica como una herramienta a utilizar en la gestión marina basada en ecosistemas (Arroyo *et al.*, 2017; De la Vega *et al.*, 2018; Safi *et al.*, 2019; Fath *et al.*, 2019), ENA caracteriza las redes tróficas y puede usarse para analizar cómo son afectadas por impulsores ambientales (Ulanowicz 1997, 2004). Sus índices evalúan propiedades como tamaño, función y organización de la red, utilizando métricas relacionadas con procesos ecológicos como omnivoría, reciclaje y sobrecarga de flujos (Borrett y Scharler, 2019; Heymans y Tomczak, 2016; Niquil *et al.*, 2012; Ulanowicz, 1986). Se han empleado para comprender los efectos de actividades humanas en los ecosistemas y desarrollar diferentes escenarios de gestión. Hasta la fecha, sin embargo, existen pocos ejemplos de su implementación como indicadores potenciales dentro del contexto del Convenio OSPAR, y estos se limitan a áreas pequeñas (Schückel *et al.*, 2022). Por lo tanto, es imprescindible expandir su aplicación a una escala regional más amplia para evaluar su potencial.

Metodología de evaluación

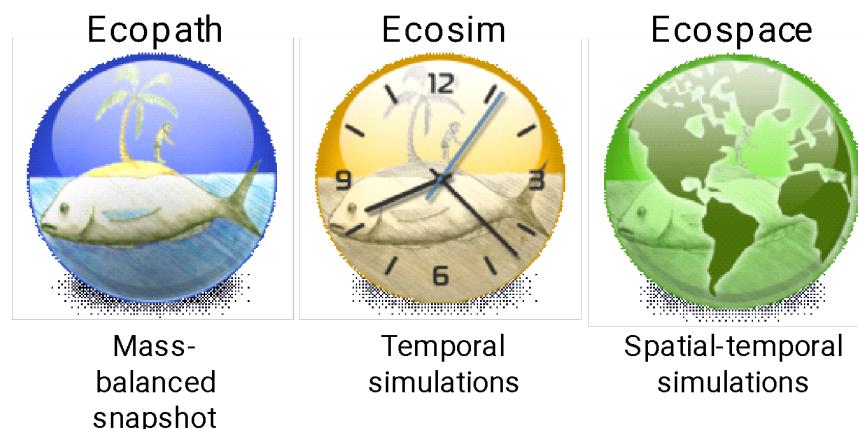
El análisis de redes ecológicas (ENA) es una metodología que combina modelado y análisis de redes, siendo especialmente útil para investigar sistemas complejos como las redes tróficas marinas. El modelado ecosistémico mediante el enfoque Ecopath con Ecosim (EwE) (<https://ecopath.org/>) integra dos plug-ins ENA (Guesnet *et al.*, 2015; Heymans *et al.*, 2016; Bentley *et al.*, 2019) y ECOIND (Coll y Steenbeek, 2017; Keramidas *et al.*, 2023), los cuales proporcionan una amplia variedad de indicadores ecológicos para analizar la estructura, funcionamiento, estado de desarrollo y madurez de los ecosistemas marinos, así como para caracterizar sus redes tróficas y evaluar el impacto de las actividades humanas y el medio ambiente. En su conjunto, el indicador RT-ENA se puede usar para analizar el potencial de los indicadores derivados del análisis de redes ecológicas obtenidos a partir de modelos ecosistémicos en el marco de las estrategias marinas.

El enfoque Ecopath with Ecosim (EwE) es actualmente una de las herramientas de modelización ecosistémica más utilizadas en el mundo (Polovina, 1984; Christensen y Pauly, 1992, 1995; Walters *et al.*, 1997; Pauly *et al.*, 2000; Christensen y Walters, 2004, 2011; Christensen *et al.*, 2008). Este modelo requiere información acerca de la abundancia, metabolismo e interacciones tróficas que tienen lugar entre las poblaciones explotadas y no explotadas, el conocimiento de su medio ambiente, y también puede incluir actividades humanas como la actividad pesquera en el ecosistema. De este modo, los resultados obtenidos permiten identificar cómo se transfieren los flujos de energía a través de la red trófica, explorar nuevas políticas de gestión pesquera temporal y espaciotemporal, y finalmente, ofrecer información sobre la estructura y el funcionamiento del ecosistema basado en el análisis de redes y en la teoría de la información (Ulanowicz, 1986; Ulanowicz y Puccia, 1990; Ulanowicz y Norden, 1990; Christensen y Pauly, 1993; Heymans y Baird, 2000; Heymans *et al.*, 2007, 2012; Christensen *et al.*, 2008; Coll y Librarato, 2012; De Mutsert *et al.*, 2023).

El uso de esta aplicación permite al modelador abordar cuestiones ecológicas, estimar el efecto de la pesca y el cambio climático en el ecosistema, explorar diferentes estrategias de gestión pesquera, evaluar el impacto y el emplazamiento de áreas marinas protegidas (AMP), predecir el movimiento y la acumulación de contaminantes y trazadores, y evaluar el efecto de posibles cambios ambientales en el ecosistema (Stock *et al.*, 2023; de Mutser *et al.*, 2023). Además, durante la construcción de un modelo EwE se obtienen numerosos beneficios, entre los que destacan la revisión y estandarización de todos los datos disponibles del ecosistema estudiado, la identificación de lagunas de información necesarias para investigaciones futuras, la interacción con otras disciplinas y, finalmente, los resultados del modelo per se.



El modelo Ecopath with Ecosim consta de tres componentes principales detallados a continuación:



Módulo estático ‘Ecopath’

El modelo Ecopath se basa en dos ecuaciones básicas, una que describe la producción, y otra que describe el consumo de cada grupo funcional i . Por definición, un grupo funcional i , consiste en un grupo constituido por una o varias especies que comparten nichos ecológicos similares (Christensen *et al.*, 2008). La primera ecuación del modelo (Ecuación 3), describe la producción para cada grupo funcional i como la suma de los siguientes componentes:

Producción $i =$ capturas $i +$ depredación $i +$ biomasa acumulada $i +$ migración neta $i +$ otras causas de mortalidad i

Ecuación 3

o también puede expresarse como (Ecuación 4):

$$P = Y_i + B_i \cdot M2_i + BA_i + E_i + P_i \cdot (1 - EE_i)$$

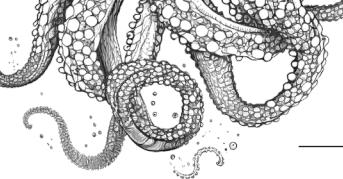
Ecuación 4

donde P_i es la tasa de producción total de i ; Y_i es la tasa de captura total de i por unidad de área y tiempo; B_i es la biomasa de i por unidad de área; $M2_i$ es la tasa de mortalidad por depredación total sobre i ; BA_i es la tasa de biomasa acumulada de i (positiva o negativa) en unidades de energía por área y tiempo; E_i es la tasa de migración neta de i (emigración-inmigración) en unidades de energía por área y tiempo y $P_i \cdot (1 - EE_i)$ es lo que se conoce como otras causas de mortalidad de i . Por último, EE_i es la eficiencia ecotrófica de i , es decir, es la fracción de producción ($P = B \cdot (P/B)$) utilizada en el ecosistema por la depredación (incluida la migración neta y la biomasa acumulada).

Esta ecuación incorpora de forma explícita la mayoría de los componentes de la producción con excepción de los productos gonadales (que se incluyen dentro de la producción), considerando que la mayor parte de estos son consumidos por otros predadores dentro del sistema y por tanto, pueden ser incluidos dentro de la depredación o de otras causas de mortalidad (Christensen *et al.*, 2008). La Ecuación 5 puede expresarse nuevamente como:

$$B_i \cdot \left(\frac{P}{B} \right)_i \cdot EE_i = Y_i + \sum_{j=1}^n B_j \cdot \left(\frac{Q}{B} \right)_j \cdot DC_{ji} + BA_i + E_i$$

Ecuación 5



donde B_i es la biomasa de i ; $(P/B)_i$ es la producción por unidad de biomasa de i ; EE_i es la eficiencia ecotrófica de i ; Y_i es la tasa de captura total de i ; B_j es la biomasa de todos los consumidores j que depredan sobre i ; $(Q/B)_j$ es el consumo de j sobre i por unidad de biomasa de j ; $(DC)_{ji}$ es la contribución de i a la dieta de j ; BA_i es la tasa de biomasa acumulada de i ; E_i es la tasa de migración neta de i (emigración-inmigración). El ecosistema es equilibrado mediante una serie de ecuaciones lineales simultáneas a partir de la ecuación anterior para cada grupo funcional i .

Para la construcción del modelo Ecopath se requieren al menos tres de los cuatro parámetros básicos de entrada para cada grupo funcional i : B (biomasa, muchas veces expresada como $t \cdot km^{-2}$), P/B (producción por unidad de biomasa, $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$); Q/B (consumo por unidad de biomasa, $t \cdot km^{-2} \cdot año^{-1}$) y EE (Eficiencia Ecotrófica). El parámetro desconocido es calculado por el modelo al resolver un sistema de ecuaciones lineales. Normalmente, la EE es el parámetro estimado por el modelo debido principalmente a que es uno de los más difíciles de estimar (Christensen *et al.*, 2008). Además de los parámetros mencionados anteriormente, es necesario incluir en el modelo información sobre la dieta y la captura para cada grupo funcional i .

Una vez estimados todos los parámetros desconocidos, el modelo equilibra las entradas y las salidas de cada grupo funcional i , utilizando la ecuación de equilibrio de energía (Ecuación 6):

$$Q_i = P_i + R_i + U_i$$

Ecuación 6

donde Q_i es el consumo de i sobre presas del sistema, o de fuera del mismo, en forma de importaciones; P_i es la producción de i que debe ser consumida por sus predadores, ser exportada desde el sistema, o ser una contribución al detrito; R_i es la respiración de i y U_i es el alimento no asimilado por i .

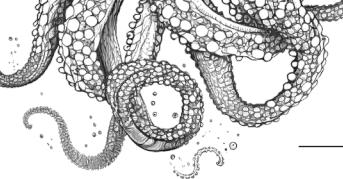
Esta ecuación se basa en la propuesta inicialmente por Winberg (1956), quien definió el consumo de un grupo funcional i como la suma del crecimiento somático y gonadal, los costes metabólicos y los productos de desecho. La principal diferencia es que Ecopath no incluye explícitamente el crecimiento gonadal. Esto es debido fundamentalmente a que este enfoque está basado en el impacto de la pesca en el ecosistema, donde la respiración rara vez se estima, mientras que los demás parámetros se encuentran disponibles más fácilmente. Por último, cabe señalar que durante la construcción de un modelo Ecopath se asume que el ecosistema es un sistema abierto, donde la energía fluye a través del sistema biótico en forma de producción primaria y producción secundaria importada, y a su vez, esa energía es igual a la utilizada dentro del sistema y a la exportada a los sistemas adyacentes (Christensen *et al.*, 2008).

Módulo temporal ‘Ecosim’

El módulo dinámico Ecosim simula los efectos de los cambios en el ecosistema, principalmente modificando la mortalidad por pesca y el forzamiento ambiental del ecosistema a lo largo del tiempo (Walters *et al.*, 1997, 2000; Christensen y Walters 2004). Para ello, emplea un sistema de ecuaciones diferenciales dependientes del tiempo que derivan de la primera ecuación maestra del módulo Ecopath (Ecuación 7), donde el cambio de la biomasa de cada grupo funcional i se expresa como:

$$\frac{d B_i}{d t} = g_i \cdot \sum Q_{ji} - \sum Q_{ij} + I_i - \left(M_i + F_i + e_i \right) \cdot B_i$$

Ecuación 7



donde dB_i/dt representa la tasa de crecimiento durante el intervalo de tiempo dt del grupo funcional i en términos de su biomasa B_i ; g_i es eficiencia de crecimiento neto (también expresada como el cociente entre la producción y el consumo P/Q); M_i es la mortalidad natural no causada por la depredación; F_i es la tasa de mortalidad por pesca; E_i es la tasa de emigración; I_i es la tasa de inmigración; y $e_i \cdot B_i - I_i$ es la tasa neta de migración. ΣQ_{ij} expresa el consumo total del grupo i y el ΣQ_{ij} expresa la depredación de todos los grupos sobre i .

Las estimas de las tasas de consumo, Q_{ji} , se calculan en base a la teoría de la 'Foraging Area' (áreas de alimentación) (Walters *et al.*, 1997; Walters y Martell, 2004; Ahrens *et al.*, 2012; Bentley *et al.*, 2024), la cual asume que las presas no se encuentran disponibles todo el tiempo, sino que muestran patrones de comportamiento que las hacen más o menos vulnerables a la depredación (por ejemplo, en función de si se esconden, de su distribución, etc.). De este modo, la biomasa de un grupo i se divide entre una fracción vulnerable y otra fracción no vulnerable a los predadores. La tasa de transferencia (v) entre estas fracciones determinará el tipo de control del flujo trófico en cada interacción predador-presa (Walters *et al.*, 1997; Walters y Martell, 2004) y la capacidad de carga del sistema. Teniendo en cuenta lo anterior, la tasa de consumo de (i) a partir de sus depredadores (j) queda definida de la siguiente forma:

$$Q_{ij} = \frac{a_{ij} \cdot v_{ij} \cdot B_i \cdot B_j \cdot T_i \cdot T_j \cdot S_{ij} \cdot \frac{M_{ij}}{D_j}}{v_{ij} + v_{ij} \cdot T_i \cdot M_{ij} + a_{ij} \cdot M_{ij} \cdot B_j \cdot S_{ij} \cdot \frac{T_j}{D_j}}$$

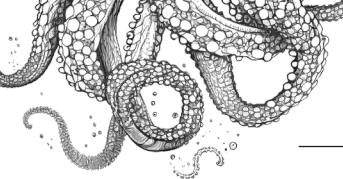
Ecuación 8

donde, a_{ij} representa la tasa de búsqueda efectiva de la presa i por los predadores j ; v_{ij} es la tasa de transferencia de biomasa entre un estado vulnerable e invulnerable a la depredación; B_i representa la biomasa de la presa i ; B_j es la biomasa del depredador j ; T_i y T_j son los tiempos relativos empleados en la alimentación de la presa y del predador, respectivamente; S_{ij} es un factor definido por una función que incluye efectos ambientales a corto y/o largo plazo; M_{ij} representa un factor de mediación y, D_j representa los efectos de la limitación del cociente de consumo (Walters *et al.*, 1997, 2000; Christensen y Walters, 2004; Christensen *et al.*, 2008).

Así, la interacción entre depredadores y presas se modeliza imponiendo un límite de exposición de la biomasa de la presa al depredador, en función de si el control de flujo trófico es dominado por la presa (control de tipo bottom-up) o por el depredador (control de tipo top-down) (Walters *et al.*, 1997; Christensen y Walters, 2004). Las simulaciones de Ecosim son especialmente sensibles a los entornos de "vulnerabilidad", que incorporan la denso-dependencia y expresan cómo de lejos está un grupo de su capacidad de carga (Christensen y Walters 2004; Christensen *et al.*, 2008; Bentley *et al.*, 2024).

Módulo espacio-temporal 'Ecospace'

Ecospace es el módulo de simulación espacio-temporal que toma como datos de partida los definidos por el módulo Ecosim (Walters *et al.*, 1999). Expresa la biomasa de los grupos funcionales en una representación 2D en función de los cambios temporales y espaciales tanto intrínsecos (p. ej., biomassas, mortalidades) como extrínsecos (p. ej., factores ambientales, pesca). Para representar las variaciones espaciales de los grupos funcionales, hay que definir una cartografía para representar el ecosistema en base a sus características (hábitats y factores ambientales) que son las condicionantes de la distribución de las biomassas (Christensen *et al.*, 2014). El tamaño de cada celda es definido por el usuario atendiendo a su área de estudio. Las variaciones espaciales de las biomassas resultantes de las simulaciones se obtienen considerando los siguientes aspectos: los movimientos de los organismos dentro de una celda que se modifican dependiendo de si la celda está definida como un 'hábitat preferido' o no para cada grupo; en los 'hábitats no preferidos' se asume un incremento en el riesgo por depredación y una disminución en la tasa de alimentación; cada celda está sujeta a un nivel de esfuerzo pesquero condicionado por los costes de pescar en ella; las celdas pueden definirse como



áreas de protección; cada celda puede incorporar variaciones relativas de productividad primaria y factores ambientales mientras el modelo contempla cambios en las tasas de dispersión de las especies y otros patrones de comportamiento (Christensen *et al.*, 2005, 2014; de Mutsert *et al.*, 2024).

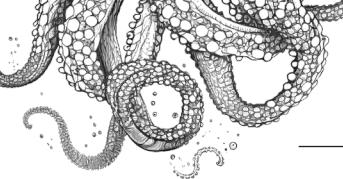
Uno de los avances más importantes en el desarrollo de este módulo es la incorporación de un modelo de nicho dentro del modelo trófico dominante (Christensen *et al.*, 2014). De esta forma, el modelo ofrece la capacidad de representar espacialmente la idoneidad del hábitat a partir de los efectos acumulados de múltiples factores físicos, oceanográficos y ambientales. Esta innovación, junto con la implementación del módulo de intercambio de datos espaciales temporales (Steenbeek *et al.*, 2013), sirve para conectar los modelos de nicho ambiental con los modelos de redes tróficas (Christensen *et al.*, 2014, 2015), cerrando así la brecha entre ambos enfoques y posibilitando el desarrollo de estudios de impacto acumulado (Coll *et al.*, 2016).

Índices ecológicos del ecosistema: plug-ins ENA y ECOIND

El modelo Ecopath with Ecosim proporciona una serie de índices ecológicos relacionados con los flujos y las transferencias de energía, la descripción de la red trófica, la presión de selección, el reciclaje de nutrientes y la homeostasis general del ecosistema basados en la teoría del crecimiento y desarrollo de los ecosistemas (Odum, 1969; Finn, 1976; Ulanowicz, 1986; Christensen, 1995; Christensen y Pauly, 1995; Heymans y Baird, 2000). En general, este grupo de índices permiten evaluar el estado general del ecosistema y determinar su estado de desarrollo y madurez sensu Odum (1971) y Christensen (1995). Los indicadores ecológicos son herramientas útiles para analizar cambios históricos en los ecosistemas y escenarios futuros plausibles mientras se evalúa el estado ambiental.

El software Ecopath with Ecosim vincula conceptos desarrollados por ecólogos teóricos, especialmente la teoría del análisis de redes de Ulanowicz (1986) y de los niveles tróficos (Lindeman, 1942), con aquellos utilizados por biólogos involucrados en la investigación de la pesca, la acuicultura y los sistemas agrícolas. El plug-in ENA ofrece una gran cantidad de indicadores relativos a la pesquería y al reciclaje de nutrientes, incluyendo la descomposición de los niveles tróficos discretos sensu Lindeman y niveles tróficos continuos (Pauly and Christensen, 1998), flujos y biomassas representadas por nivel trófico, transferencia de energía y producción primaria requerida para sostener las pesquerías (Pauly y Christensen, 1995), impacto trófico mixto (Ulanowicz y Puccia 1990), ascendencia (Ulanowicz 1986), flujo de detritos, ciclos y rutas e índices de análisis de redes en Ecosim.

De forma complementaria se ha desarrollado el plug-in ECOIND para calcular indicadores ecológicos estandarizados que nos permite su aplicación tanto en el módulo estático (Ecopath) como los módulos temporal y espaciotemporal (Ecosim-Ecospace). Este complemento incluye la entrada de datos referentes a los rasgos de vida de las especies (o traits, en inglés) y la capacidad de analizar la incertidumbre asociada a los datos (Coll y Steenbeek, 2017). ECOIND proporciona una serie de indicadores basados en biomassas, capturas, relaciones tróficas, tallas y especies. Además, con el uso del plug-in EcoSampler, el análisis de la incertidumbre es ahora posible para todos los análisis incluidos en EwE (Steenbeek *et al.*, 2018).



4.1. Evaluación general a nivel de demarcación marina – RT ENA

Área de evaluación

En el presente ciclo, el área de evaluación no coincide con la extensión de la demarcación noratlántica dado que el modelo ecosistémico aplicado incluye la plataforma francesa.

En esta sección se presentan los resultados obtenidos para la evaluación de las redes tróficas de la demarcación noratlántica, en este caso basada en los resultados del indicador RT-ENA “Análisis de Redes Ecológicas”. Este indicador permite la evaluación para todo el sistema, incluyendo costa, plataforma y talud continentales. Los resultados incluyen el cálculo de los diversos índices ecológicos agrupados en cinco ejes. Estos ejes, junto con sus índices, son los siguientes:

– **Basado en el ecosistema:**

- Índice de omnivoría del sistema
- Nivel trófico promedio de la comunidad

– **Basado en la pesca**

- Nivel trófico promedio de la captura
- Probabilidad de pesca sostenible

– **Basado en el reciclaje**

- Promedio de la longitud de vías de Finn
- Eficiencia media de transferencia de energía

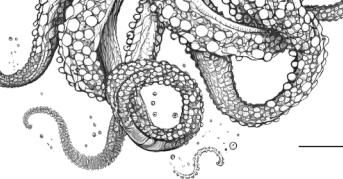
– **Basado en la biomasa**

- Biomasa de las especies comerciales
- Índice de biodiversidad de Kempton

– **Basado en las especies**

- Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN
- Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN

Los resultados de estos índices se entregan sin representación cartográfica al evaluar de forma ecosistémica la demarcación noratlántica. En la siguiente sección se presentan los resultados primariamente de forma conjunta, y seguidamente se detallan las especificidades de cada uno de los índices calculados por el modelo ecológico.



Consecución del BEA

Tabla 19. Consecución del buen estado ambiental para todo el sistema.

| | |
|---|--------------|
| Proporción de valor umbral para conseguir el BEA (% de niveles tróficos en BEA) | No relevante |
| Proporción de niveles tróficos en BEA | No relevante |
| Resultado de la evaluación | Desconocido |
| Periodo de evaluación | 2003-2019 |

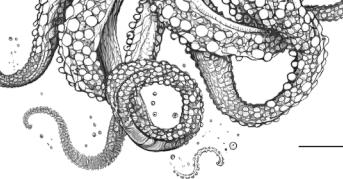
Resultados de la evaluación del indicador

Tabla 20. Resultados de la evaluación para todo el sistema.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Todo el sistema | | | |
|---|---------|--------|-----------|
| Índices ENA | RT-ENA | Estado | Tendencia |
| Índice de omnivoría del sistema | 0,907* | | ↑ |
| Nivel trófico promedio de la comunidad | -0,304 | | ↔ |
| Nivel trófico promedio de las capturas | -0,162 | | ↔ |
| Probabilidad de sostenibilidad del sistema | -0,495* | | ↓ |
| Promedio de la longitud de las vías de Finn | 0,194 | | ↔ |
| Eficiencia media de transferencia de energía | -0,007 | | ↔ |
| Biomasa de las especies comerciales | -0,630* | | ↓ |
| Índice de biodiversidad de Kempton | -0,809* | | ↓ |
| Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN | -0,873* | | ↓ |
| Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN | -0,706* | | ↓ |

Los indicadores ecosistémicos muestran que el ecosistema del golfo de Vizcaya ha cambiado desde 2003 a 2019 (Figura 17). Los dos indicadores basados en el ecosistema muestran tendencias opuestas, mientras el índice de omnivoría del sistema aumentó de manera significativa, el nivel trófico de las especies del ecosistema mostró una tendencia negativa pero no significativa. En cuanto a los



indicadores basados en la pesquería, la probabilidad de pesca sostenible (Psust) decreció significativamente con el tiempo y el nivel trófico promedio de la captura disminuyó de manera no significativa. Los indicadores basados en el reciclaje de materia y energía de los ecosistemas muestran tendencias antagónicas, mientras el índice de la longitud promedio de las interacciones de Finn (PL) muestra una tendencia positiva, el indicador de eficiencia media de transferencia de energía decreció. En cuanto a los indicadores basados en la biomasa, tanto la biomasa de las especies comerciales como el índice de diversidad de Kempton decrecieron significativamente. Finalmente, también los indicadores basados en las especies (biomasa y captura de especies en peligro de extinción) mostraron una tendencia decreciente de manera significativa.

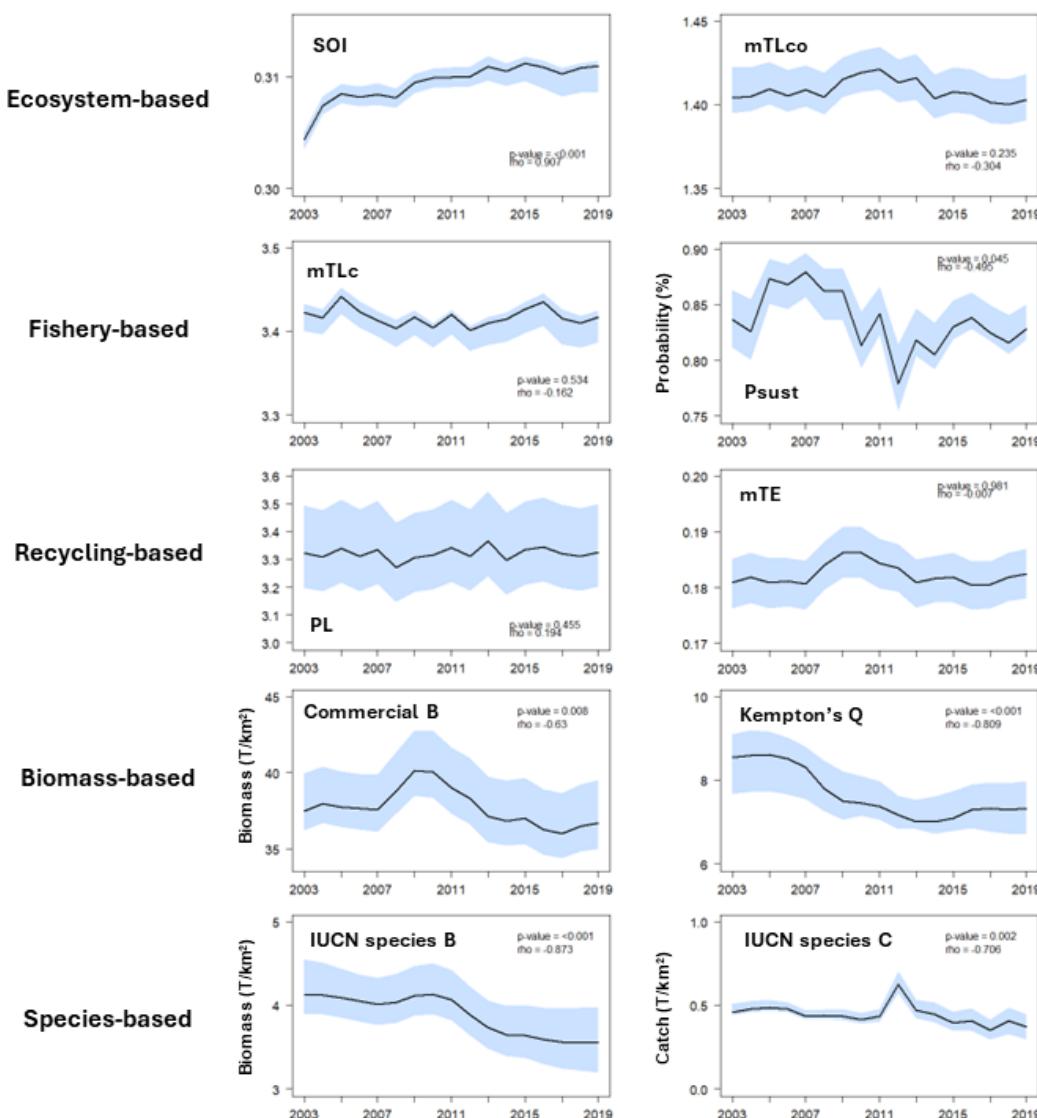
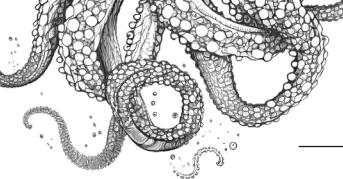


Figura 17. Tendencias de los indicadores ecológicos estimados para el periodo 2003-2019 del ecosistema del golfo de Bizkaia (demarcación Noratlántica).

En los siguientes apartados se presentan los resultados de los diferentes índices calculados junto con su metodología y los parámetros utilizados.



4.1.1. Índice de omnivoría del sistema

Tabla 21. Resultados de la evaluación para el índice de omnivoría del sistema.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Elemento | RT-ENA | Estado | Tendencia |
|---------------------------------|--------|--------|-----------|
| Índice de omnivoría del sistema | 0,907* | | ↑ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Metodología de evaluación

El índice omnivoría del sistema (SOI), nos da información sobre la complejidad de las redes tróficas de los ecosistemas, cuantificando la distribución de las interacciones tróficas entre los diferentes niveles tróficos de la red trófica a través del promedio ponderado de omnivoría de los consumidores que conforman la red. Por lo tanto, representa una medida general de la complejidad de una red ecológica determinada, lo que permite la comparación entre los diferentes ecosistemas estudiados y la evaluación de su etapa de desarrollo y madurez. El número de enlaces en la red, la magnitud de los flujos y la depredación en niveles tróficos no adyacentes influyen en el cálculo de este índice.

Parámetros utilizados

Diversidad.

4.1.2. Nivel trófico medio de la comunidad

Tabla 22. Resultados de la evaluación para el índice de nivel trófico promedio de la comunidad.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

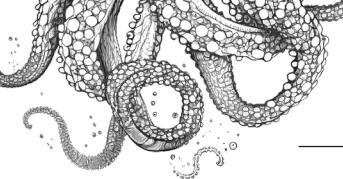
| Elemento | RT-ENA | Estado | Tendencia |
|--|--------|--------|-----------|
| Nivel trófico promedio de la comunidad | -0,304 | | ↔ |

Resultados de la evaluación del tercer ciclo

Estado desconocido.

Metodología de evaluación del índice Nivel trófico promedio de la comunidad

Este indicador basado en el nivel trófico (TL), es utilizado para rastrear los efectos de la actividad pesquera en el ecosistema, ya que la eliminación selectiva de organismos, fundamentalmente aquellos



con un mayor nivel trófico, se entiende que puede provocar cambios en la estructura trófica de los ecosistemas marinos.

El nivel trófico de la comunidad se calcula a partir de datos de biomasa de las especies y de sus niveles tróficos. El descenso de los valores de este indicador implica la erosión de los niveles tróficos superiores en los ecosistemas analizados, reflejando un efecto de sobre pesca en ellos.

Parámetros utilizados

Nivel Trófico.

4.1.3. Nivel trófico medio de las capturas

Tabla 23. Resultados de la evaluación para el índice de nivel trófico promedio de las capturas.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Elemento | RT-ENA | Estado | Tendencia |
|--|--------|--------|-----------|
| Nivel trófico promedio de las capturas | -0,162 | | ↔ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

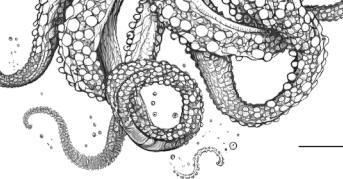
Metodología de evaluación

Este indicador basado en el nivel trófico (TL), es utilizado para rastrear los efectos de la actividad pesquera en el ecosistema, ya que la eliminación selectiva de organismos, fundamentalmente aquellos con un mayor nivel trófico, se entiende que puede provocar cambios en la estructura trófica de los ecosistemas marinos.

De este modo, el nivel trófico medio de las capturas se calcula a partir de datos de biomasa de las especies y de sus niveles tróficos. El descenso de los valores de este indicador implica la erosión de los niveles tróficos superiores en los ecosistemas analizados, reflejando un efecto de sobre pesca en ellos.

Parámetros utilizados

Nivel Trófico.



4.1.4. Probabilidad de sostenibilidad del sistema

Tabla 24. Resultados de la evaluación para el índice de la probabilidad de sostenibilidad del sistema.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Elemento | RT-ENA | Estado | Tendencia |
|----------|---------|--------|-----------|
| Psust | -0,495* | | ↓ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Metodología de evaluación

Este indicador basado en la probabilidad de sostenibilidad del sistema explotado (Psust), mide la capacidad de resiliencia de un determinado sistema bajo explotación. Por lo tanto, de forma indirecta, mide la probabilidad de que ecosistema sometido a presión pesquera colapse. Esta probabilidad de ser sostenible no depende únicamente del grado de explotación, sino que puede verse también alterada por cambios en las propiedades del propio sistema, como es el caso de la productividad.

Parámetros utilizados

Probabilidad (Tanto por uno).

4.1.5. Promedio de la longitud de las vías de Finn

Tabla 25. Resultados de la evaluación para el índice promedio de la longitud de las vías de Finn.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

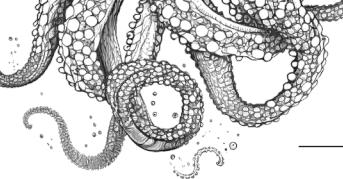
| Elemento | RT-ENA | Estado | Tendencia |
|---|--------|--------|-----------|
| Promedio de la longitud de las vías de Finn | 0,194 | | ↔ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Metodología de evaluación

El índice de reciclaje de Finn es considerado como un índice de flujo útil para representar el grado de madurez de un ecosistema. Su valor se mueve habitualmente entre 2 (valores que se corresponden con sistemas de vías cortas, propias de ecosistemas inmaduros, inestables y sometidos a una constante perturbación en las condiciones del ecosistema) y 4 (valores que se corresponden con sistemas de vías largas, propias de ecosistemas maduros).



De este modo, este índice nos ofrece información acerca de cuántas veces más un flujo de entrada promedio al sistema debido al ciclo, será más largo que la longitud de la ruta de flujo directo. El índice de reciclaje de Finn representa por tanto la fracción de todos los flujos que se reciclan en el sistema.

Parámetros utilizados

Complejidad (número de interacciones tróficas).

4.1.6. Eficiencia media de transferencia de energía

Tabla 26. Resultados de la evaluación para el índice de eficiencia media de transferencia de energía.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Elemento | RT-ENA | Estado | Tendencia |
|--|--------|--------|-----------|
| Eficiencia media de transferencia de energía | -0,007 | | ↔ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Metodología de evaluación

La eficiencia de transferencia de energía (mTE) mide la cantidad de energía que se transfiere entre niveles tróficos. Por lo general, una cadena alimentaria no puede sostener más de seis transferencias de energía antes de que se agote toda la energía. Esta eficiencia está íntimamente relacionada con la resiliencia y estado de madurez del sistema.

La transferencia de energía dentro del ecosistema viene determinada por la suma del consumo, la respiración, los flujos al detrito y la importación y la exportación. Una alta eficiencia permite cadenas más largas y una mayor resiliencia, lo que es propio de sistemas maduros.

Parámetros utilizados

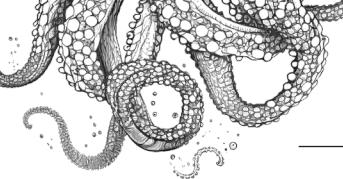
Biomasa (%).

4.1.7. Biomasa de especies comerciales

Tabla 27. Resultados de la evaluación para el índice de biomasa de las especies comerciales.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Elemento | RT-ENA | Estado | Tendencia |
|-------------------------------------|---------|--------|-----------|
| Biomasa de las especies comerciales | -0,630* | | ↓ |



Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Metodología de evaluación

La biomasa de las especies comerciales es un índice basado en la biomasa del sistema. La pérdida de biomasa de las especies consideradas como de valor comercial es signo de una sobreexplotación del ecosistema. Se expresa como las toneladas del conjunto de las especies con valor económico estandarizadas a un kilómetro cuadrado del área de estudio.

Parámetros utilizados

Biomasa (t/km²).

4.1.8. Índice de biodiversidad de Kempton

Tabla 28. Resultados de la evaluación para el índice de biodiversidad de Kempton.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Elemento | RT-ENA | Estado | Tendencia |
|------------------------------------|---------|--------|-----------|
| Índice de biodiversidad de Kempton | -0,809* | | ↓ |

Resumen de los resultados de la evaluación

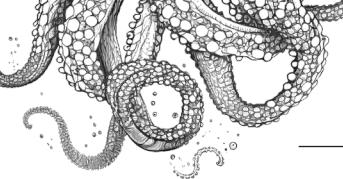
Estado desconocido.

Metodología de evaluación

El índice de diversidad de Kempton es un indicador de la riqueza de las especies y el equilibrio que mantienen entre ellas. Este índice trata la diversidad como un parámetro poblacional más que debe de ser estimado. Su propuesta consiste en evaluar la pendiente de la curva acumulativa de las especies / la curva log-abundance entre el cuartil superior y el inferior de la distribución.

Parámetros utilizados

Diversidad.



4.1.9. Biomasa de especies de la comunidad en peligro de extinción utilizando la lista roja de la IUCN

Tabla 29. Resultados de la evaluación para el índice de biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Elemento | RT-ENA | Estado | Tendencia |
|---|---------|--------|-----------|
| Biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN | -0,873* | | ↓ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.

Metodología de evaluación

Establecida en 1964, la lista roja de especies amenazadas de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) recoge aquellas especies animales, hongos y plantas sobre las que existe un probado grado de amenaza. Por lo tanto, es un buen indicador del grado de salud de un ecosistema.

El índice de biomasa de las especies incluidas en el listado de la IUCN es un indicador basado en las especies. Como otros índices expresados en términos de biomasa, la pérdida de biomasa de las especies incluidas en este listado es signo de una sobreexplotación del ecosistema. Se expresa como las toneladas del conjunto de las especies del listado estandarizadas a un kilómetro cuadrado del área de estudio.

Parámetros utilizados

Biomasa (t/km²).

4.1.10. Especies capturadas incluidas en la lista roja de la UICN

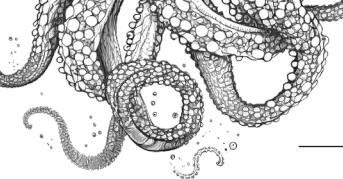
Tabla 30. Resultados de la evaluación para el índice de biomasa de especies en peligro de extinción de la comunidad utilizando la lista roja de especies en riesgo de la IUCN.

Estado: ■ Se alcanza el BEA; ■ No se alcanza el BEA; ■ Desconocido (evaluación no concluyente); ■ No evaluado
Tendencia del estado en comparación con el ciclo previo: ↔ Estable; ↑ Mejora; ↓ En deterioro; n.r. no relevante; ? Desconocido

| Elemento | RT-ENA | Estado | Tendencia |
|---|---------|--------|-----------|
| Especies capturadas incluidas en la lista roja de especies en riesgo de la IUCN | -0,706* | | ↓ |

Resumen de los resultados de la evaluación

Estado desconocido.



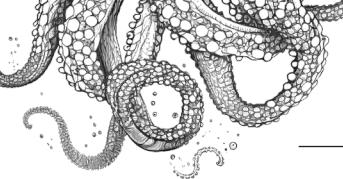
Metodología de evaluación

Como ocurre en el caso anterior, este indicador basado en especies, es utilizado para rastrear los efectos de la actividad pesquera en el ecosistema. Esto es debido a que uno de los efectos que tiene el exceso de presión pesquera es la pérdida de especies sensibles y amenazadas, todas ellas incluidas en los listados de especies amenazadas de la IUCN.

El descenso de los valores de este indicador implica la erosión de los ecosistemas analizados y la pérdida de diversidad específica y trófica, reflejando un efecto de sobre pesca en ellos. La interpretación de este indicador basado exclusivamente en la captura es más compleja que cuando se basa en toda la comunidad. De este modo, la interpretación de este indicador deberá apoyarse en el comportamiento del Indicador de biomasa de especies IUCN.

Parámetros utilizados

Biomasa (%).



4.2. Limitaciones y futuras líneas de trabajo

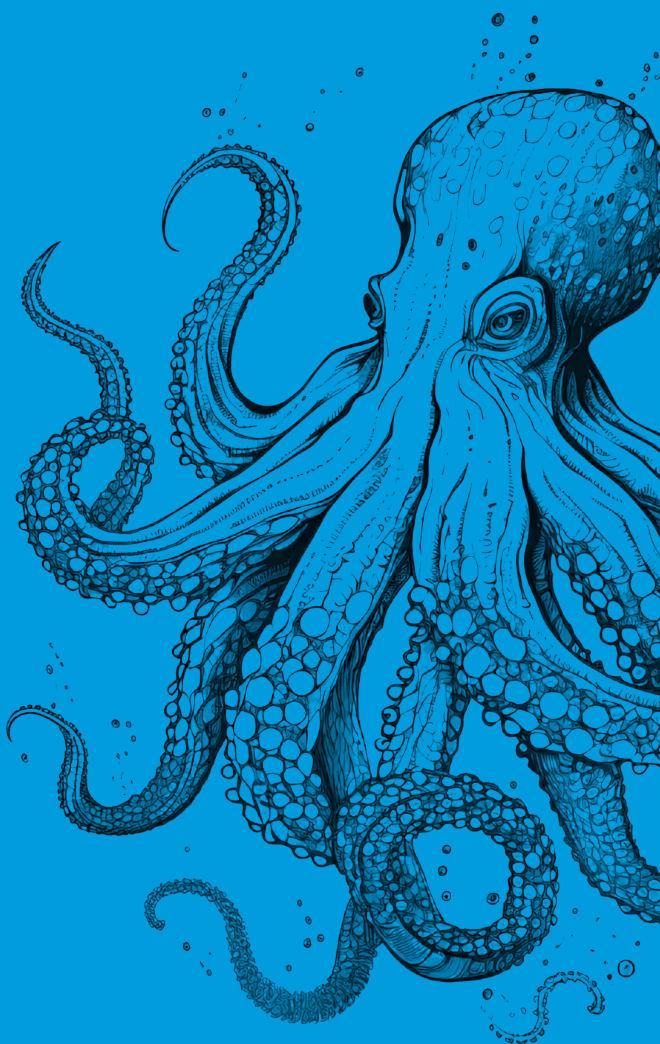
El indicador RT-ENA, compuesto por un subgrupo de 10 índices ecosistémicos, ofrece una perspectiva innovadora en el análisis de las redes ecológicas en comparación con el ciclo anterior de implementación de las estrategias marinas. Aunque ha habido un avance significativo, aún persisten obstáculos importantes que limitan la investigación y el análisis del funcionamiento de las redes tróficas. Muestreos adicionales en campañas complementarias (p.e. hábitats pelágicos, zona infralitoral, bentos, etc.) requerirán la colaboración e información de otros descriptores, ya que son necesarias para el correcto desarrollo de este indicador ecosistémico. Durante la fase de construcción de los modelos ecosistémicos empleados para generar estos indicadores, se han reconocido limitaciones en varios aspectos que demandan la homogeneización de los grupos funcionales y la exploración de otros indicadores ENA. Asimismo, se propone la estandarización de las metodologías en todas las demarcaciones y la definición consensuada de criterios taxonómicos y de grupos funcionales.

Independientemente de las limitaciones anteriormente mencionadas, existen numerosas líneas de investigación futuras que permitirán ampliar el alcance de lo investigado en este ciclo de las estrategias marinas. Algunas de las líneas de trabajo y objetivos a medio plazo que ya se han identificado se listan a continuación:

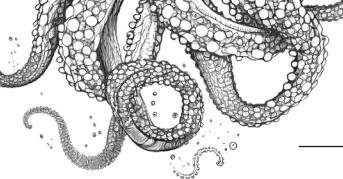
- Estandarización de metodologías en todas las demarcaciones: homogeneizar los grupos funcionales, consensuar criterios taxonómicos y rasgos de vida de las especies, así como unificar respuestas funcionales para hacer comparables los modelos regionales.
- Redactar unas pautas o directrices para la construcción de modelos: esta acción busca asegurar la consistencia en el análisis mediante la elaboración de pautas detalladas para la construcción de modelos, garantizando así la fiabilidad y validez de los resultados obtenidos.
- Desarrollar modelos representativos para cada demarcación: se propone la creación de modelos específicos para cada demarcación con el fin de satisfacer los requisitos de las estrategias marinas y proporcionar respuestas adaptadas a cada área geográfica.
- Desarrollar un plug-in específico en EwE para estrategias marinas: interconexión con otros indicadores de otros descriptores.
- Evaluar el impacto acumulado de las actividades antropogénicas y el cambio climático en las redes tróficas: realizar análisis específicos mediante simulaciones temporales y espacio-temporales.
- Visualización de resultados de los indicadores: usar modelos lineales con el objetivo de facilitar la comprensión de los indicadores por parte de los gestores mediante la visualización de los resultados de manera clara y accesible.
- Indicadores basados en datos vs. indicadores basados en modelos: comparar los resultados obtenidos de indicadores basados en datos empíricos con aquellos basados en modelos. Esto permitirá evaluar la robustez y fiabilidad de los diferentes enfoques, así como identificar posibles discrepancias o áreas de mejora.
- Establecimiento de umbrales: utilizar curvas presión-estado para establecer umbrales que indiquen el punto en el cual las presiones antropogénicas pueden tener un impacto significativo en el estado de las redes tróficas. Esto ayudaría a identificar puntos críticos donde se requiere intervención.
- Indicadores de estado vs. indicadores de presión: establecer una relación clara entre los indicadores de estado de las redes alimentarias y las presiones antropogénicas, el cambio climático y la acidificación oceánica. Esto podría implicar el desarrollo de nuevos indicadores que reflejen esta relación de manera más directa.
- Expansión del estudio a otros hábitats: ampliar el estudio de las redes tróficas más allá de los hábitats tradicionales, como los bentónicos, para incluir también los pelágicos, rocosos e infralitorales. Esto proporciona una imagen más completa y holística de los ecosistemas marinos y sus interacciones.

Al implementar estas sugerencias junto con las acciones propuestas anteriormente, se podrá avanzar significativamente en el análisis y la comprensión de las redes tróficas marinas y su respuesta a las presiones ambientales y antropogénicas.

05

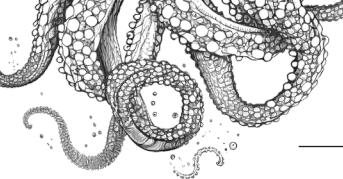


REFERENCIAS



5. Referencias

- Ahrens RN, Walters CJ, Christensen V. 2012. Foraging arena theory. *Fish and fisheries* 13(1), 41-59
- Arroyo, N.L., Preciado, I., López-López, L., Muñoz, I., Punzón, A. 2017. Trophic mechanisms underlying benthic-demersal community recovery in the north-east Atlantic. *Journal of Applied Ecology*, doi: 10.1111/1365-2664.12879
- Arroyo, N.L., Safi, G., Vouriot, P., López-López L., Niquil, N., Le Loc'h, F., Hattab T., Preciado I. 2019. Towards coherent GES assessments at sub-regional level: signs of fisheries expansion processes in the Bay of Biscay using an OSPAR food web indicator, the mean trophic level. *ICES Journal of Marine Science*, doi:10.1093/icesjms/fsz023.
- Bentley JW, Hines D, Borrett S, Serpetti N, Fox C, Reid DG Heymans JJ. 2019. Diet uncertainty analysis strengthens model-derived indicators of food web structure and function. *Ecological Indicators*, 98, 239-250
- Bentley JW, Coll M, Chagaris D, Christensen V, Heymans JJ, Serpetti N, Walters CJ. 2024. Calibrating ecosystem models to support ecosystem-based management of marine systems. *ICES Journal of Marine Science* 81(2): 260-275
- Borrett SR, Scharler UM. 2019. Walk partitions of flow in ecological network analysis: review and synthesis of methods and indicators. *Ecological Indicators* 106, 105451
- Branch, T., Watson, R., Fulton, E., Jennings, S., McGillard, C., Publico, G., Ricard, D., and Tracey, S. 2010. Trophic fingerprint of marine fisheries. *Nature* 468: 431-435.
- Chassot, E., Rouyer, T., Trenkel, V.M., and Gascuel, D. 2008. Investigating trophic-level variability in Celtic Sea fish predators. *Journal of Fish Biology* 73: 763-781.
- Chouvelon, T., Spitz, J., Caurant, F., Mèndez-Fernandez, P., Chappuis, A., Laugier, F., Le Goff, E., Bustamante, P., 2012. Revisiting the use of $\delta^{15}\text{N}$ in meso-scale studies of marine food webs by considering spatio-temporal variations in stable isotopic signatures-The case of an open ecosystem: the Bay of Biscay (North-East Atlantic). *Progress in Oceanography* 101, 92-105 10.1016/j.pocean.2012.01.004.
- Christensen V, Coll M, Buszowsk, J, Cheung WW, Frölicher T, Steenbeek J, Stock CA, Watson RA, Walters CJ. 2015. The global ocean is an ecosystem: simulating marine life and fisheries. *Global Ecology and Biogeography* 24(5), 507-517
- Christensen V, Coll M, Steenbeek J, Buszowski J, Chagaris D, Walters CJ. 2014. Representing variable habitat quality in a spatial food web model. *Ecosystems* 17(8): 1397-1412
- Christensen V, Pauly D. 1992. ECOPATH II a software for balancing steady-state ecosystem models and calculating network characteristics. *Ecological Modelling* 61: 169-185.
- Christensen V, Pauly D. 1993. Trophic models of aquatic ecosystems. *ICLARM Conf. Proc.*, 26: 390 pp.
- Christensen V, Pauly D. 1995. Fish production, catches and the carrying capacity of the world oceans. *NAGA, ICLARM Q*, 18 (3): 34-40
- Christensen V, Walters CJ, Pauly D, Forrest R. 2008. Ecopath with Ecosim 6 User Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. November 2008 Edition, 235 pp.
- Christensen V, Walters CJ, Pauly D. 2005. Ecopath with Ecosim: a User's Guide. Fisheries Centre, University of British Columbia, Vancouver. November 2005 Edition, 154 pp.
- Christensen V, Walters CJ. 2004. Ecopath with Ecosim: methods, capabilities and limitations. *Ecological Modelling* 172(2-4): 109-139



Christensen V, Walters CJ. 2011. Progress in the use of ecosystem models for fisheries management. In: Christensen, V., Maclean, J. (Eds.), *Ecosystem Approaches to Fisheries: A Global Perspective*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 189-205.

Christensen V. 1995. Ecosystem maturity – towards quantification. *Ecological Modelling* 77(1): 3-32

Coll M, Bellido JM, Pennino MG, Albo-Puigserver M, Báez JC, Christensen V, Corrales X, Fernández-Corredor E, Giménez J, Julià L, Lloret-Lloret E, Macias D, Ouled-Cheikh J, Ramírez F, Sbragaglia V, Steenbeek J. 2024. Retrospective analysis of the pelagic ecosystem of the Western Mediterranean Sea: Drivers, changes and effects. *Science of The Total Environment* 907, 167790

Coll M, Libralato S. 2012. Contributions of food web modelling to the ecosystem approach to marine resource management in the Mediterranean Sea. *Fish and Fisheries* 13: 60-88

Coll M, Palomera I, Tudela S, Dowd M. 2008. Food-web dynamics in the South Catalan Sea ecosystem (NW Mediterranean) for 1978-2003. *Ecological Modelling* 217, 95-116

Coll M, Steenbeek J, Sole J, Palomera I, Christensen V. 2016. Modelling the cumulative spatial-temporal effects of environmental factors and fishing in a NW Mediterranean marine ecosystem. *Ecological Modelling* 331, 100-114

Coll M, Steenbeek J. 2017. Standardized ecological indicators to assess aquatic food webs: the ECOIND software plug-in for Ecopath with Ecosim models. *Environmental Modelling & Software* 89, 120-130

de la Vega C, Schückel U, Horn S, Kröncke I, Asmus R, Asmus H. 2018. How to include ecological network analysis results in management? A case study of three tidal basins of the Wadden Sea, South-Eastern North Sea. *Ocean & Coastal Management* 163, 401-416

de Mutsert KD, Coll M, Steenbeek J, Ainsworth C, Buszowski J, Chagaris D, Christensen V, Heymans JJ, Lewis KA, Libralato S, Oldford G, Piroddi C, Romagnoni G, Libralato S, Serpetti N, Spence MA, Walters CJ. 2023. Advances in spatial-temporal coastal and marine ecosystem modeling using Ecospace. Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences”, Elsevier, 2023, ISBN 9780124095489. U. B. Scharler, D.

Essington, T.E., Beaudreau, A.H., and Wiedenmann, J. 2006. Fishing through marine food webs. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 103: 3171-3175.

Fath BD, Asmus H, Asmus R, Baird D, Borrett SR, de Jonge VN, Ludovisi A, Niquil N, Scharler UM, Schückel U, Wolff M. 2019. Ecological network analysis metrics: the need for an entire ecosystem approach in management and policy. *Ocean & Coastal Management* 174, 1-14

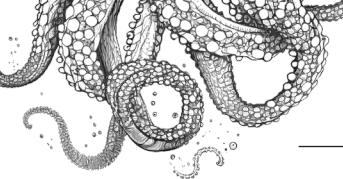
Fath BD, Scharler UM, Ulanowicz RE, Hannon B. 2007. Ecological network analysis: network construction. *Ecological Modelling* 208(1), 49-55

Finn JT. 1976. Measures of ecosystem structure and function derived from analysis of flows. *Journal of Theoretical Biology* 56: 363-380

Finn JT. 1980. Flow analysis of models of the Hubbard Brook ecosystem. *Ecology*, 61(3), 562-571

Guesnet V, Lassalle G, Chaalali A, Kearney K, Saint-Béat B, Karimi B, Grami B, Tecchio S, Niquil N, Lobry J. 2015. Incorporating food-web parameter uncertainty into Ecopath-derived ecological network indicators. *Ecological Modelling* 313, 29-40

Heymans JJ, Coll M, Libralato S, Christensen V. 2012. Ecopath theory, modelling and application to coastal ecosystems. In: Wolanski E, McLusky DS, editors. *Treatise on Estuarine and Coastal Science*: Elsevier. pp. 93-113



Heymans JJ, Coll M, Link JS, Mackinson S, Steenbeek J, Walters C, Christensen V. 2016. Best practice in Ecopath with Ecosim food-web models for ecosystem-based management. *Ecological Modelling* 331, 173-184

Heymans JJ, Guénette S, Christensen V. 2007. Evaluating network analysis indicators of ecosystem status in the Gulf of Alaska. *Ecosystems* 10, 488-502

Heymans JJ, Tomczak MT. 2016. Regime shifts in the Northern Benguela ecosystem: challenges for management. *Ecological Modelling* 331, 151-159

Keramidas I, Dimarchopoulou D, Ofir E, Scotti M, Tsikliras AC, Gal G. 2023. Ecotrophic perspective in fisheries management: a review of Ecopath with Ecosim models in European marine ecosystems. *Frontiers in Marine Science* 10, 1182921

Lassalle, G., Lobry, J., Le Loc'h, F., Bustamante, P., Certain, G., Delmas, D., Dupuy, C., Hily, C., Labry, C., Le Pape, O., Marquis, E., Petitgas, P., Pusineri, C., Ridoux, V., Spitz, J., and Niquil, N. 2011. Lower trophic levels and detrital biomass control the Bay of Biscay continental shelf food web: implications for ecosystem management. *Progress in Oceanography* 91: 61-75

Lassalle, G., Chouvelon, T., Bustamante, P., and Niquil, N. 2014. An assessment of the trophic structure of the Bay of Biscay continental shelf food web: Comparing estimates derived from an ecosystem model and isotopic data. *Progress in Oceanography* 120: 205-2015.

Le Loc'h, F., Hily, C., and Grall, J. 2008. Benthic community and food web structure on the continental shelf of the Bay of Biscay (North Eastern Atlantic) revealed by stable isotopes analysis. *Journal of Marine Systems* 72: 17-34.

Lloret-Lloret E, Coll M, Navarro J, Peninno MG, Steenbeek J, Christensen V. (In preparation). Seasonality in the Mediterranean Sea food web and its effects on the structure and functioning of marine ecosystems.

Lloret-Lloret E. 2023. Seasonal and spatial patterns in biodiversity, trophic structure and energy transfer from the Northwestern Mediterranean Sea ecosystem. PhD, University of Barcelona.

Morato, T., Watson, R., Pitcher, T.J., and Pauly, D. 2006. Fishing down the deep. *Fish* 7: 24-34.

Niquil N, Baeta A, Marques JC, Chaalali A, Lobry J, Patrício J. 2014. Reaction of an estuarine food web to disturbance: Lindeman's perspective. *Marine Ecology Progress Series* 512, 141-154

Niquil N, Chaumillon E, Johnson GA, Bertin X, Grami B, David V, Bacher C, Asmus H, Baird D, Asmus R. 2012. The effect of physical drivers on ecosystem indices derived from ecological network analysis: Comparison across estuarine ecosystems. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 108, 132-143

Odum EP. 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, 104: 262-270.

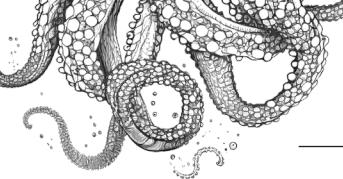
Odum EP. 1971. Fundamentals of ecology. W. B. Saunders Co. Philadelphia. 574 pp.

Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R., and Torres Jr., F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science* 279: 860 - 863.

Pauly D, Christensen V, Walters C. 2000. Ecopath, Ecosim and Ecospace as tools for evaluating ecosystem impact of fisheries. *ICES Journal of Marine Science* 57(3): 697-706

Pauly, D., Hilborn, R., and Branch, A. 2013. Does catch reflect abundance? *Nature* 494: 303-306.

Pinnegar, J.K., Jennings, S., Brien, C.M.O., and Polunin, N.V.C. 2002. Long-term changes in the trophic level of the Celtic Sea fish community and fish market price distribution. *Journal of Applied Ecology* 39: 377-390.



Polovina JJ. 1984a. Model of a coral reef ecosystems I. The ECOPATH model and its application to French Frigate Shoals. *Coral Reefs*, 3(1): 1-11.

Polovina JJ. 1984b. An overview of the ECOPATH model. *Fishbyte*, 2(2): 5-7.

Preciado I., Arroyo N.L., González-Irusta J.M., López-López L., Punzón A., Muñoz I., Serrano A. 2019. Small-scale spatial variations of trawling impact on food web structure. *Ecological indicators* 98: 442-452

Preciado I., López-López L., Rabanal I., Ortiz JJ., Torres MA., Muñoz I., Iglesias D., García Rebollo JM., Mendes H., Le Loc'h F., Garrido S., Metaireau H., Serre S. 2023. Changes in Average Trophic Level of Marine Consumers. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/changes-avg-trophic-level-consumers-fw4>

R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

Rutledge RW, Basore BL, Mulholland RJ. 1976. Ecological stability: an information theory viewpoint. *Journal of Theoretical Biology* 57(2), 355-371

Safi G, Giebels D, Arroyo NL, Heymans JJ, Preciado I, Raoux A, Schückel U, Tecchio S, de Jorge VN, Niquil N. 2019. Vitamine ENA: a framework for the development of ecosystem-based indicators for decision makers. *Ocean & Coastal Management* 174, 116-130

Schückel U, Nogues Q, Brito J, Niquil N, Blomqvist M, Sköld M, Hansen J, Jakobsen H, Morato T. 2022. Pilot Assessment of Ecological Network Analysis Indices. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London. at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/pilotassessment-ecological-network-analysis-indices/>

Shannon, L., Coll, M., Bundy, A., Gascuel, D., Heymans, J. J., Kleisner, K., Lynam, C. P., Piroddi, C., Tam, J., Travers-Trolet, M., and Shin, Y. 2014. Trophic level-based indicators to track fishing impacts across marine ecosystems. *Marine Ecology Progress Series* 512: 115-140.

Steenbeek J, Coll M, Gurney L, Mélin F, Hoepffner N, Buszowski J, Christensen V. 2013. Bridging the gap between ecosystem modeling tools and geographic information systems: Driving a food web model with external spatial-temporal data. *Ecological Modelling* 263, 139-151

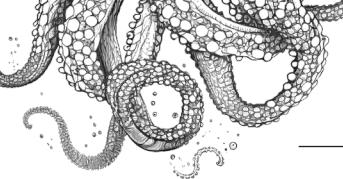
Stergiou, K.I., and Tsikliras, A.C. 2011. Fishing down, fishing through and fishing up: fundamental process versus technical details. *Marine Ecology Progress Series* 441: 295-301.

Stock A, Murray CC, Gregr E, Steenbeek J, Woodburn E, Micheli F, Christensen V, Chan KM. 2023. Exploring multiple stressor effects with Ecopath, Ecosim, and Ecospace: Research designs, modeling techniques, and future directions. *Science of The Total Environment*: 161719

Swartz, W., Sala, E., Tracey, S., Watson, R., and Pauly, D. 2010. The spatial expansion and ecological footprint of fisheries (1950 to present). *PLoS ONE* 5: e15143.

Tecchio S, Chaalali A, Raoux A, Rius AT, Lequesne J, Girardin V, Lassalle G, Cachera M, Riou P, Lobry J, Dauvin JC, Niquil N. 2016. Evaluating ecosystem-level anthropogenic impacts in a stressed transitional environment: The case of the Seine estuary. *Ecological Indicators* 61, 833-845

Thompson MSA, Lynam CP, Preciado I. 2022. Pilot Assessment of Feeding Guilds. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the Northeast Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicatorassessments/feeding-guild-pilot-assessment>



Tomczak MT, Heymans JJ, Yletyinen J, Niiranen S, Otto SA, Blenckner T. 2013. Ecological network indicators of ecosystem status and change in the Baltic Sea. PLoS one 8(10), e75439

Ulanowicz RE, Abarca-Arenas LG. 1997. An informational synthesis of ecosystem structure and function. Ecological Modelling, 95(1), 1-10

Ulanowicz RE, Norden JS. 1990. Symmetrical overhead in flow and networks. International Journal of Systems Science 21(2): 429-437

Ulanowicz RE, Puccia CJ. 1990. Mixed trophic impacts in ecosystems. Coenoses 5: 7-16

Ulanowicz RE. 1986. Growth and Development: Ecosystem Phenomenology. Springer Verlag (reprinted by iUniverse, 2000), New York. 203 pp.

Ulanowicz RE. 2004. Quantitative methods for ecological network analysis. Computational biology and chemistry 28(5-6), 321-339

Vinagre, C., Salgado, J., Mendonca, V., Cabral, H., and Costa, M. 2012. Isotopes reveal fluctuation in trophic levels of estuarine organisms, in space and time. Journal of Sea Research 72:49-54.

Walters CJ, Christensen V, Pauly D. 1997. Structuring dynamic models of exploited ecosystems from trophic mass-balance assessments. Reviews in Fish Biology and Fisheries 7(2): 139-172

Walters CJ, Pauly D, Christensen V. 1999. Ecospace: Prediction of mesoscale spatial patterns in trophic relationships of exploited ecosystems, with emphasis on the impacts of marine protected areas. Ecosystems 2(6): 539-554

Walter CJ. 2000. Impacts of dispersal, ecological interactions, and fishing effort dynamics on efficacy of marine protected areas: how large should protected areas be?. Bulletin of marine science, 66(3): 745-757

Walters CJ, Martell SJ. 2004. Fisheries ecology and management. Princeton University Press.

Winberg GG. 1956. Rate of metabolism and food requirements of fishes. In: Transl. Fisheries Research Board Can., Translation Series, 194: 1-253

ESTRATEGÍAS MARINAS

Protegiendo el mar para todos