



UNIVERSIDAD  
DE LA REPÚBLICA  
URUGUAY



Programa de  
Desarrollo de las  
Ciencias Básicas

Tesis para optar por el título de Magíster en Ciencias Biológicas,  
Subárea Ecología y Evolución- Programa de Desarrollo de las  
Ciencias Básicas

# Uso de redes social-ecológicas cómo herramienta para la identificación de unidades de manejo en la pesca artesanal de Uruguay

Lic. Andrés de la Rosa Nicola

Centro Universitario Regional Este

Universidad de la República

Orientadoras:

Dra. Ana Inés Borthagaray

Dr. Omar Defeo

Tribunal:

Dr. Rafael Bernardi

Dra. Micaela Trimble

Dr. Leonardo Ortega

## TABLA DE CONTENIDO

|           |                                                                                                             |           |
|-----------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1.</b> | <b>Resumen</b>                                                                                              | <b>1</b>  |
| <b>2.</b> | <b>Acrónimos</b>                                                                                            | <b>3</b>  |
| <b>3.</b> | <b>Introducción</b>                                                                                         | <b>4</b>  |
| 3.1       | La pesca de pequeña escala en Uruguay .....                                                                 | 6         |
| <b>4.</b> | <b>Métodos</b>                                                                                              | <b>10</b> |
| 4.1       | Obtención de información dependiente de la pesca .....                                                      | 10        |
| 4.2       | Conceptualización general de la pesca de pequeña escala desde una perspectiva de red social-ecológica ..... | 11        |
| 4.3       | Análisis de datos .....                                                                                     | 11        |
| 4.3.1     | Análisis de redes .....                                                                                     | 11        |
| 4.3.2     | Diversidad de porfolio pesquero y unidades taxonómicas dominantes en los desembarques .....                 | 19        |
| <b>5.</b> | <b>Resultados</b>                                                                                           | <b>20</b> |
| 5.1       | Sistema social .....                                                                                        | 20        |
| 5.2       | Sistema ecológico .....                                                                                     | 24        |
| 5.3       | Sistema social-ecológico .....                                                                              | 29        |
| <b>6.</b> | <b>Discusión</b>                                                                                            | <b>37</b> |
| 6.1       | Aspectos generales .....                                                                                    | 37        |
| 6.2       | Compartimentalización espacial y congruencia temporal de los sistemas sociales y ecológicos .....           | 38        |
| 6.3       | Acoplamiento social-ecológico y su relación con porfolio pesquero .....                                     | 50        |
| 6.4       | Aportes para el manejo de la pesquería de pequeña escala en Uruguay .....                                   | 58        |
| <b>7.</b> | <b>Conclusiones</b>                                                                                         | <b>62</b> |
|           | <b>Referencias</b>                                                                                          | <b>64</b> |

## **Agradecimientos**

A mi familia; Susana, Laura y Pablo por el apoyo permanente a lo largo de esta carrera y la vida misma. ¡Gracias!

A mi compañera en esta parte del viaje, Sole. Te Ama quien te hacer crecer.

A mis amigas y amigos y sus hermosas familias; esa fuerte red de contención que fuimos tejiendo en todos estos años fue fundamental para transitar este proceso. Gracias.

A la barra de “los contenedores”; Esteban, Mariana, Lucía, Verónica, Lucía, Felipe, Patricia, Cinthia, Florencia, Matilde. Ese hermoso grupo humano que supo ser caldo de cultivo de muchas conversaciones sesudas sobre quiénes somos y quiénes queremos ser, en este, a veces no tan humano, entorno académico y laboral.

Al tribunal, Rafael, Micaela y Leonardo. Su lectura crítica y contribuciones enriquecieron mucho a este manuscrito.

A mis tutores, Ana y Omar. Los cuales en distintas etapas del trabajo supieron dar los empujones correspondientes. Sus consejos, paciencia, dedicación y amabilidad hicieron de este proceso no sólo posible, sino por demás enriquecedor.

Al Depto. de Ecología y Gestión Ambiental y al Depto. de Modelización Estadística de Datos e Inteligencia Artificial. Este proceso también formó parte del Grupo de estudios Pesqueros e Impacto Ambiental. Gastón y Julio, gracias.

# TABLA DE FIGURAS

**Figura 1.** Mapa correspondiente a las 12 zonas delimitadas autorizadas por DINARA-MGAP para desarrollar la pesca artesanal (A – L) y la distribución de los puertos de desembarque analizados. 1.Bella Unión, 2.Villa Constitución, 3.Salto, 4.Paysandú, 5.Villa Soriano, 6.La Concordia, 7.Dolores, 8.Nueva Palmira, 9.Carmelo, 10.Colonia, 11.Juan Lacaze, 12.Arroyo Cufre, 13.Arazatí, 14.Kiyú, 15.Colonia Wilson, 16.Santiago Vázquez, 17.La Colorada, 18.Pajas Blancas, 19.Santa Catalina, 20.Cerro, 21.Buceo, 22.Malvín, 23.Shangrila, 24.Solymar, 25.Arroyo Pando, 26.Costa Azul, 27.San Luis, 28.Araminda, 29.Santa Lucía del Este, 30.Cuchilla Alta, 31.Arroyo Solís Grande, 32.Playa Hermosa, 33.Piriápolis, 34.Punta del Este, 35.José Ignacio, 36.La Paloma, 37.Cabo Polonio, 38.Arroyo Valizas, 39.Punta del Diablo, 40.La Charqueada, 41.Río Branco, 42.San Gregorio de Polanco, 43.Paso de los Toros, 44.Andresito.....8

**Figura 2. A** – Tabla de registro de eventos de pesca, los valores obtenidos son acumulados mensuales para todo el período de estudio, discriminados por puerto de desembarque, flota e ítem de captura. **B** – Red correspondiente al sistema social, con nodos representando los puertos y enlaces indicando la similitud en las operaciones de la flota entre puertos. **C** – Red correspondiente al sistema ecológico, con nodos representando los puertos y enlaces indicando la similitud en la composición de las capturas. Ambas similitudes fueron estimadas como 1 – índice de Bray Curtis (1 – BC). ..... 12

**Figura 3.** Elaboración de grafos correspondientes al sistema social-ecológico realizado mediante la convergencia de las redes del sistema ecológico y social. Se conectaron los nodos (puertos) que presentaron conexiones simultáneas en ambos sistemas, siendo su valor de conexión la suma algebraica de los valores normalizados de las matrices de ambos sistemas..... 13

**Figura 4.** Procedimiento de estimación de umbral de conexión para las matrices de similitud de los sistemas social y ecológico..... 14

**Figura 5.** Las redes consenso fueron elaboradas mediante el uso de matrices a escala mensual. Cada matriz mensual se confeccionó con la similitud acumulada para ese mes en todo el período de estudio (flota o especie), obteniéndose 12 matrices mensuales y una matriz consenso para cada sistema (social, ecológico y social-ecológico). ..... 15

**Figura 6. A** – Red de consenso del sistema social: los nodos representan puertos de desembarque (con tamaños variables que indican el grado pesado) los colores representan los módulos identificados y los enlaces denotan la proporción de meses en que un par de nodos coocurrieron en el mismo módulo. **B** – Diagrama de cajas que ilustra la congruencia temporal en los módulos de la red social basada en los valores de enlace pesados..... 22

**Figura 7.** Red de consenso del sistema social **A** - Evolución de las capturas acumuladas a escala mensual para el período de estudio; **B** - Evolución del número de enlaces, inset: correlación de Spearman ( $\rho_{sp}$ ) entre número de enlaces y capturas; **C** - Evolución de valores de modularidad, recuadro interior: correlación entre modularidad y número de enlaces, **D** – Evolución en proporción de roles conectores de módulos costeros, inset: correlación proporción roles conectores y capturas ..... 24

**Figura 8. A** – Red de consenso del sistema ecológico: los nodos representan puertos de desembarque (con tamaños variables que indican el grado pesado) los colores representan los módulos identificados y los enlaces denotan la proporción de meses en que un par de

nodos coocurrieron en el mismo módulo. **B** – Diagrama de cajas que ilustra la congruencia temporal en los módulos de la red ecológica basada en los valores de enlace pesados. ... 26

**Figura 9.** Análisis jerárquico aglomerativo de las unidades taxonómicas correspondientes a los módulos estimados para la red de consenso del sistema ecológico generado mediante el método de Ward. **A** – Módulo 1, **B** – Módulo 2 y **C** – Módulo 3. Se destacan los agrupamientos para cada módulo y las UT según categoría ecológica: marino, estuarino, agua dulce, diádromo. Se destaca con (\*) al pejerrey, dado que se entiende que bajo ese nombre de registro existen especies tanto de agua dulce como estuarinas, haciendo que este ítem quede sin clasificación. .... 28

**Figura 10.** **A** – Red de consenso del sistema social-ecológico: los nodos representan puertos de desembarque (con tamaños variables que indican el grado pesado) los colores representan los módulos identificados y los enlaces denotan la proporción de meses en que un par de nodos coocurrieron en el mismo módulo. **B** – Diagrama de cajas que ilustra la congruencia temporal *en los módulos* de la red ecológica basada en los valores de enlace pesados. .... 30

**Figura 11.** Métricas de porfolio pesquero correspondientes a los módulos estimados para la red de consenso del sistema social-ecológico. Diagramas de caja correspondientes a los valores mensuales acumulados para el período 2000 – 2013. **A** – Tamaño: número total de especies desembarcadas, **B** – Tamaño Relativo: proporción de especies desembarcadas por módulo respecto al total de especies, **C** – Diversidad Relativa: proporción de los equivalentes de Hill-Shannon por módulo respecto al total de especies desembarcadas y **D** – Equidad Relativa: proporción de los equivalentes de Hill-Simpson por módulo respecto al total de especies desembarcadas. .... 32

**Figura 12.** Relación entre métricas de porfolio pesquero y dinámica de capturas para el período 2000–2013 correspondiente a la red de consenso del sistema social-ecológico. Los gráficos principales (**A** - **E**) exhiben las capturas mensuales acumuladas, mientras que los recuadros internos detallan las correlaciones entre las capturas y las medianas de las métricas de porfolio para cada módulo específico. Se utilizan círculos azules para representar la diversidad relativa, cuadrados rojos para la equidad relativa, y triángulos verdes para el tamaño relativo. Los marcadores rellenos indican correlaciones estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ , correlación de Spearman). .... 34

**Figura 13.** Porcentaje de especies desembarcadas según capturas acumuladas (2000 – 2013) en los módulos de la red de consenso del sistema social-ecológico. **A**- Diversidad de porfolio, especies correspondientes según equivalentes de Hill-Shannon por módulo. **B**- Equidad de porfolio, especies correspondientes según equivalentes de Hill-Simpson por módulo. .... 36

## **1. Resumen**

El sector pesquero artesanal constituye una parte fundamental de la actividad pesquera nacional, aportando más del 20% de los desembarques totales y empleando al 46% de los pescadores del país. Este sector no solo genera recursos económicos, sino que también proporciona alimento y contribuye a la identidad cultural de numerosas comunidades en todo el territorio nacional. Se caracteriza principalmente por sus bajos niveles de capitalización, utilizando embarcaciones de pequeño porte que operan tanto en aguas continentales como costeras, e incluyendo la recolección manual de invertebrados en el intermareal rocoso y playas arenosas. En las últimas décadas, el sector ha enfrentado diversos desafíos que han puesto en riesgo su sustentabilidad. Entre estos se encuentran la falta de control y cumplimiento de las regulaciones pesqueras, una débil representación colectiva, la baja competitividad en el mercado frente a productos importados y el estado comprometido de ciertos stocks pesqueros. Como respuesta a esta situación, en 2013 se aprobó una nueva ley de pesca que estableció el co-manejo consultivo como enfoque formal de gobernanza, implementándolo dentro de un enfoque ecosistémico pesquero (EEP). Esta ley creó los Consejos Locales y Zonales de Pesca (CLP y CZP, respectivamente) como órganos de toma de decisión descentralizados.

Las pesquerías artesanales pueden ser entendidas como sistemas sociales-ecológicos (SSE), lo que permite analizarlas desde una perspectiva integral que considera las interacciones entre sus componentes sociales, económicos y ecológicos, así como las instituciones y estructuras de gobernanza involucradas en la explotación de los recursos pesqueros. Estas interrelaciones pueden estudiarse mediante un enfoque de redes sociales-ecológicas (RSE), donde los puertos de desembarque funcionan como nodos dentro de la red, y los pescadores, intermediarios, compradores y fiscalizadores actúan como usuarios del sistema que interactúan entre sí. En este marco conceptual, las redes sociales-ecológicas definen nodos que representan distintas entidades del sistema, mientras que los enlaces entre estos nodos representan las interacciones entre dichas entidades. Estos vínculos son el resultado de complejos procesos sociales-ecológicos que caracterizan al sector. Considerando lo expuesto anteriormente, el presente estudio tuvo como objetivo general emplear una perspectiva de redes sociales-ecológicas en el contexto de las pesquerías artesanales en Uruguay, con el fin de evaluar la estructura de los sistemas sociales-ecológicos asociados a dichas pesquerías, utilizando un enfoque de redes.

El presente estudio demuestra la utilidad de aplicar un enfoque de redes socio-ecológicas para analizar la complejidad y dinámica de las pesquerías artesanales en Uruguay. A través de la integración de datos detallados de desembarques pesqueros durante un periodo de 14 años (2000-2013), se pudo caracterizar la estructura y funcionamiento del sistema social (i.e. operaciones de la flota en diversos puertos de desembarque) y ecológicos (composición de las capturas en los distintos puertos) asociados a estas pesquerías, así como su acoplamiento en distintas escalas espaciales y temporales. Los resultados revelan la existencia de una marcada compartimentalización en ambos sistemas, con módulos espacialmente explícitos que reflejan diferentes comunidades pesqueras, áreas de pesca, flotas y recursos explotados. Estos módulos exhiben distintos niveles de estabilidad temporal y conectividad entre sí, lo que sugiere la presencia de dinámicas socio-ecológicas específicas en cada región. Además, el análisis del acoplamiento entre los sistemas social y ecológico permitió identificar patrones complejos de interacción entre las estrategias de pesca, las características de la flota y las condiciones ambientales, que a su vez influyen en la diversidad y abundancia de las especies capturadas.

Estos resultados tienen importantes implicancias para el manejo de las pesquerías artesanales en Uruguay. Por un lado, los módulos identificados representan posibles unidades funcionales de manejo que podrían ser de utilidad en el proceso de operacionalización de los CLP y CZP creados por la nueva Ley de Pesca. Esto permitiría un manejo más adaptado a las realidades locales, que tenga en cuenta las especificidades sociales y ecológicas de cada región. Por otro lado, el análisis del acoplamiento social-ecológico y su relación con la composición del porfolio pesquero brinda información valiosa para el diseño de estrategias de manejo que promuevan la resiliencia y sostenibilidad de estas pesquerías. En conclusión, este trabajo demuestra el gran potencial del enfoque de redes socio-ecológicas para mejorar nuestra comprensión y capacidad de gestión de las pesquerías artesanales, así como para avanzar hacia una conservación y uso sostenible de los recursos marinos y el bienestar de las comunidades costeras. Se espera que estos resultados contribuyan a la implementación efectiva de la nueva normativa pesquera en Uruguay y sirvan de insumo para el desarrollo de políticas públicas que promuevan la sostenibilidad y resiliencia de estos sistemas a largo plazo.

## **2. Acrónimos**

**PPE** - Pesquerías de Pequeña Escala

**SSE** - Sistemas sociales-ecológicos

**RSE** - Redes sociales-ecológicas

**EEP** - Enfoque Ecosistémico Pesquero

**DINARA** - Dirección Nacional de Recursos Acuáticos

**Co-M** - Co-manejo

**CZP** - Consejos Zonales de Pesca

**GEF** - Fondo para el Medio Ambiente Mundial (por sus siglas en inglés)

**FAO** - Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (por sus siglas en inglés)

**UT** - unidades taxonómicas



### 3. Introducción

Las pesquerías artesanales, también denominadas de pequeña escala (PPE) desempeñan un papel fundamental en el sector pesquero global, proporcionando alimento, ingresos y un sentido de identidad cultural a millones de personas en todo el mundo [1]. Estas pesquerías son responsables del 40% de las capturas mundiales destinadas al consumo humano directo y emplean a casi el 90% de los trabajadores del sector pesquero, contribuyendo significativamente a la seguridad alimentaria y la generación de empleo [1,2]. Son caracterizadas por el uso de embarcaciones más pequeñas y capturas reducidas en comparación con las pesquerías industriales, las PPE tienden a operar de manera descentralizada e informal [3,4]. Además, estas pesquerías suelen involucrar el desembarque de múltiples especies y el uso de diferentes métiers<sup>1</sup>, lo que presenta desafíos para obtener reportes de captura precisos [3,5,6]. A pesar de su importancia a nivel mundial, las PPE frecuentemente son sectores con escasez de información, debido a la naturaleza típicamente no regulada de sus operaciones, la falta de precisión en los reportes y los desafíos asociados al trabajo en comunidades remotas y a menudo marginadas [7,8]. Esta limitación de información genera incertidumbre en la evaluación precisa del estado y las tendencias de estas pesquerías, así como en el desarrollo de enfoques de manejo efectivos [5,9,10].

Los sistemas sociales-ecológicos (SSE) son sistemas complejos adaptativos compuestos por subsistemas biofísicos y humanos interdependientes que interactúan constantemente. Estos sistemas se caracterizan por propiedades emergentes, dinámicas no lineales, capacidad de autoorganización y adaptación, y múltiples retroalimentaciones entre sus componentes [11–13]. En el contexto de la extracción de bienes naturales, el marco teórico de los SSE enfatiza la necesidad de considerar tanto las dimensiones ecológicas como las sociales en su gestión [14–17]. Las relaciones entre los componentes sociales y ecológicos pueden analizarse mediante la teoría de redes, definiendo así redes sociales-ecológicas (RSE) [18–21]. En estas redes, los nodos representan distintas entidades del sistema y los enlaces entre nodos representan las interacciones entre estas entidades. Este enfoque permite analizar las

---

<sup>1</sup> “Un grupo de operaciones de pesca que apuntan a un conjunto similar de especies, utilizando el mismo tipo de equipo, durante el mismo período del año y/o en la misma zona, y que se caracterizan por un patrón de explotación similar.” (ver [6])

interacciones entre los componentes sociales, económicos y ecológicos, así como las instituciones y estructuras de gobernanza involucradas [22–24].

En el contexto específico de los SSE pesqueros, la aplicación del enfoque de RSE implica identificar y analizar diversos componentes del sistema. El componente ecológico incluye las especies objetivo, sus tramas tróficas, hábitats y las condiciones ambientales que influyen en su abundancia y distribución. El componente social abarca a los pescadores, la industria, los comerciantes y los consumidores, así como las instituciones, normativas y formas de gobernanza que regulan la actividad [25]. En estos sistemas, los puertos de desembarque utilizados por las comunidades pueden considerarse nodos dentro de la red, donde los pescadores (usuarios del sistema) interactúan entre sí y con otros actores, como intermediarios, compradores y fiscalizadores. Los vínculos entre estos nodos son el resultado de procesos sociales-ecológicos [20,21,26]. Por lo tanto, al incorporar información sobre la ubicación de los puertos de desembarque, los movimientos de las flotas pesqueras y la distribución de los recursos pesqueros, la perspectiva de las RSE proporciona una comprensión más integral de las dinámicas espaciales y temporales de los SSE pesqueros de pequeña escala [27–31].

El Enfoque Ecosistémico Pesquero (EEP) es un marco de gestión que busca promover un modo de gobernanza colaborativo compuesto por el Estado y los usuarios de los recursos [32,33]. Uno de sus principales objetivos es equilibrar diversos objetivos sociales, considerando el conocimiento y las incertidumbres sobre los componentes bióticos, abióticos y humanos de los ecosistemas y sus interacciones. La perspectiva de RSE constituye una herramienta importante para la implementación del EEP, permitiendo evidenciar las interdependencias entre los sistemas sociales y ecológicos mediante la aplicación de métricas y herramientas de análisis de redes complejas [28,34,35]. En particular, el uso de métricas basadas en el análisis de modularidad es útil para identificar unidades de manejo, proporcionando áreas potenciales para intervenciones concretas [36]. Este análisis permite identificar compartimentos, o módulos de manejo, compuestos por nodos con una mayor probabilidad de estar conectados entre sí, en relación al resto de los nodos de la red [37–39]. En el contexto de los SSE pesqueros, los nodos de la red pueden representar distintas entidades tanto del componente ecológico (especies objetivo, hábitats) como del componente social (puertos de desembarque, comunidades pesqueras, instituciones). Por ejemplo, puertos que tengan una composición de captura similar (componente ecológico), así como puertos en los que operen recurrentemente

las mismas flotas (componente social), tenderán a estar en un mismo módulo en la red social-ecológica. En consecuencia, incorporar una perspectiva RSE dentro de un EEP permitiría avanzar en el desarrollo de estrategias de manejo que consideren tanto las dimensiones sociales como ecológicas, fomentando la adaptabilidad [40,41] y la adecuación institucional [42–44], y promoviendo la resiliencia y sustentabilidad de las PPE [44–46].

### **3.1 La pesca de pequeña escala en Uruguay**

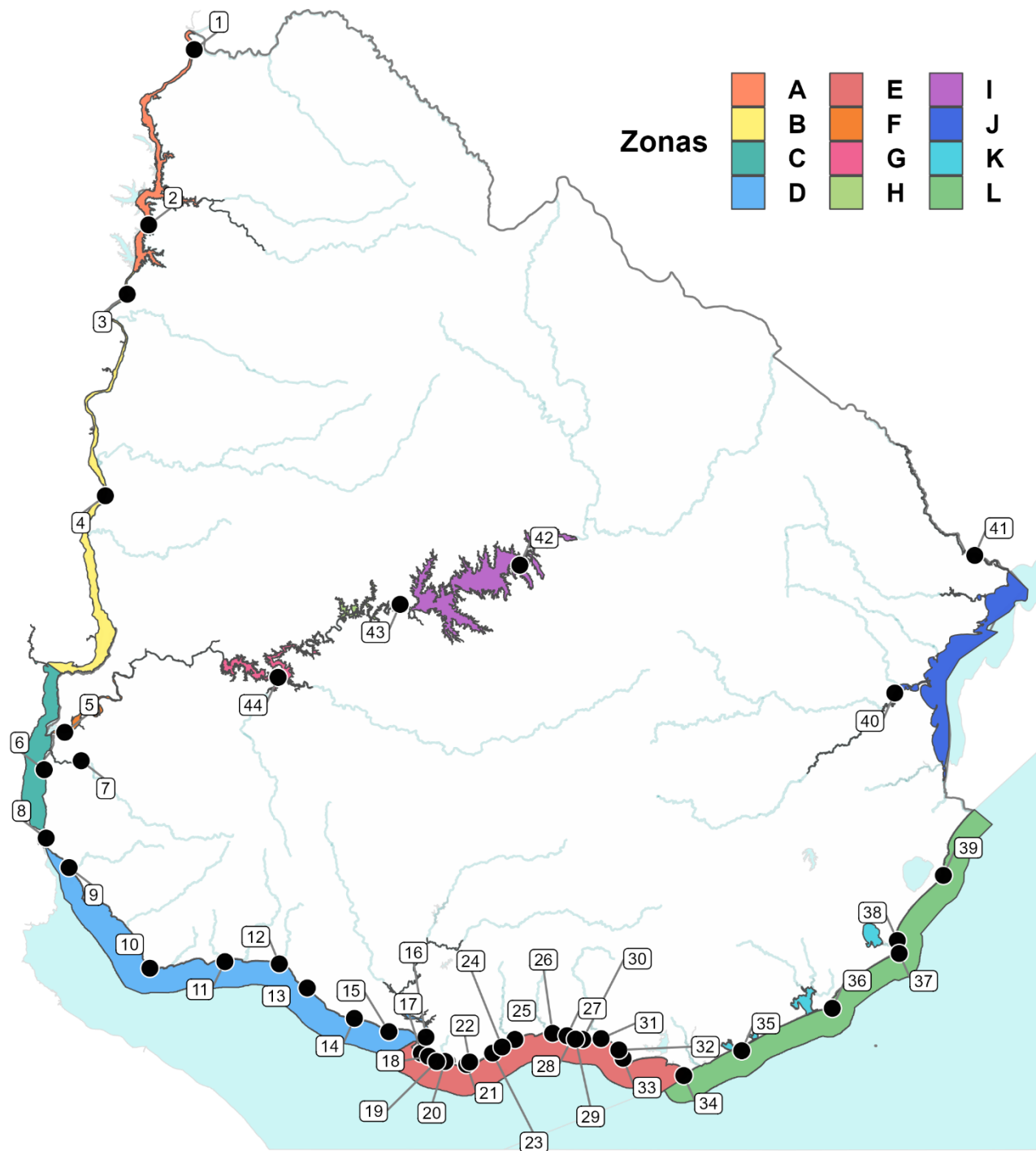
El subsector pesquero de pequeña escala representa más del 20% de los desembarques totales del país e incluye a aproximadamente el 46% del número total de pescadoras, proporcionando una fuente significativa de ingresos para familias de bajos recursos [10,47]. Se caracteriza principalmente por bajos niveles de capitalización, con embarcaciones de pequeño porte (menos de 10 TRB, Tonelaje de Registro Bruto) con tripulaciones pequeñas (i.e. 2 a 3 personas por embarcación) [10,47], las cuales operan tanto en aguas continentales como costeras (aproximadamente el 74% de la flota opera a no más de 7 mn). Estos SSE pesqueros involucran no solo las operativas realizadas por embarcaciones, sino también la recolección manual de invertebrados en el intermareal rocoso y playas arenosas [48,49]. La normativa pesquera nacional (Decreto N° 115/018) restringe la operativa de las embarcaciones dentro de las PPE del país con criterios geográficos establecidos por la Dirección Nacional de Recursos Acuáticos (DINARA), que determinan que un permiso de pesca sea válido únicamente para una determinada zona de pesca, en la cual ocurre más de un puerto de desembarque (Figura 1). Si bien los permisarios pueden solicitar permiso para distintas subzonas, las mismas no serán tenidas en cuenta en el presente trabajo. En cuanto a los recursos de extracción manual como la almeja amarilla (*Amarilladesma mactroides*) y el mejillón azul (*Mytilus edulis platensis*), el permiso es de uso exclusivo para dicho recurso y está restringida su extracción a zonas específicas de la costa.

Varios desafíos han amenazado la sustentabilidad de las PPE uruguayas en las últimas décadas, incluyendo las interdependencias tecnológicas con las pesquerías industriales<sup>2</sup> [50], la falta de control y cumplimiento de las regulaciones pesqueras, la débil representación colectiva, la baja competitividad en el mercado frente a productos importados, la degradación

---

<sup>2</sup> “En pesquerías donde existen flotas artesanales o de pequeña escala y flotas industriales o mecanizadas que inciden sobre diferentes componentes de la estructura de la población de una misma especie objetivo, se generan interdependencias tecnológicas entre los dos tipos de flotas.” [100]

del hábitat y el estado comprometido de ciertos stocks [10]. En 2013, se aprueba una nueva ley de pesca (Ley de Promoción de la Pesca y Acuicultura Responsables No. 19,175) como resultado de un proceso participativo que involucró a diversos actores del sector pesquero. Esta ley estableció el co-manejo consultivo (Co-M) como el enfoque formal de gobernanza a ser implementado dentro de un EEP. La ley establece la creación de Consejos Locales y Zonales de Pesca (CLP y CZP, respectivamente) a través de un sistema de gobernanza descentralizado. Ambos consejos están integrados por la DINARA (quien lo presidirá), representantes de las pescadoras agrupadas, los gobiernos locales y la Prefectura Nacional Naval (PNN). Aunque la ley asegura la participación de las comunidades pesqueras en los consejos, estos consejos tienen un carácter consultivo y no vinculante [51]. Por cada zona de pesca establecida por la DINARA sesionará un único CZP, pudiendo haber dentro la misma más de un CLP. En este contexto, la identificación de unidades funcionales de manejo basadas en los principios del EEP es de gran ayuda al momento de la implementación efectiva tanto de los CZP como los CLP.



**Figura 1.** Mapa correspondiente a las 12 zonas delimitadas autorizadas por DINARA-MGAP para desarrollar la pesca artesanal (A – L) y la distribución de los puertos de desembarque analizados. 1.Bella Unión, 2.Villa Constitución, 3.Salto, 4.Paysandú, 5.Villa Soriano, 6.La Concordia, 7.Dolores, 8.Nueva Palmira, 9.Carmelo, 10.Colonia, 11.Juan Lacaze, 12.Arroyo Cufre, 13.Arazatí, 14.Kiyú, 15.Colonia Wilson, 16.Santiago Vázquez, 17.La Colorada, 18.Pajas Blancas, 19.Santa Catalina, 20.Cerro, 21.Buceo, 22.Malvin, 23.Shangrila, 24.Solyar, 25.Arroyo Pando, 26.Costa Azul, 27.San Luis, 28.Araminda, 29.Santa Lucía del Este, 30.Cuchilla Alta, 31.Arroyo Solís Grande, 32.Playa Hermosa, 33.Piriápolis, 34.Punta del Este, 35.José Ignacio, 36.La Paloma, 37.Cabo Polonio, 38.Arroyo Valizas, 39.Punta del Diablo, 40.La Charqueada, 41.Rio Branco, 42.San Gregorio de Polanco, 43.Paso de los Toros, 44.Andresito

Partiendo de lo expuesto anteriormente, el objetivo general de este estudio fue emplear una perspectiva de redes sociales-ecológicas en el contexto de las pesquerías de pequeña escala en Uruguay a fin de evaluar la estructura de los sistemas sociales-ecológicos asociados a dichas pesquerías.

Para lograr este objetivo general, se plantearon los siguientes objetivos específicos:

- Determinar la compartimentalización espacial y la congruencia temporal de las estructuras modulares en los sistemas social y ecológico de las PPE, con el fin de identificar patrones de organización y dinámicas temporales en las interacciones entre pescadores y recursos pesqueros, y lograr así una mejor comprensión de la complejidad de estos sistemas.
- Analizar la estructura espacial del SSE basándose en la convergencia espacio-temporal entre los componentes social y ecológico, proporcionando una visión integrada de las interdependencias entre dichos componentes, a efectos de identificar potenciales unidades de manejo.
- Evaluar la composición del porfolio pesquero y su relación con las capturas según la con la estructura modular del SSE, analizando las variaciones en las métricas de riqueza, diversidad y dominancia de las especies capturadas a diferentes escalas temporales y su correlación con las fluctuaciones en los desembarques. Este objetivo estuvo dirigido a comprender los distintos patrones de selección de especies objetivo en las potenciales unidades de manejo y sus implicaciones para la gestión pesquera
- Desarrollar una propuesta espacial de ordenación pesquera basada en unidades funcionales de manejo que consideren las dimensiones sociales y ecológicas de las PPE, contribuyendo así a la implementación de los CZP en el marco de un EEP en las PPE uruguayas.

Para lograr estos objetivos, se analizaron las interacciones entre la flota pesquera y las especies capturadas en los distintos puertos de desembarque. Con esta información, se elaboraron redes para los sistemas sociales, ecológicos y social-ecológicos con el fin de identificar posibles unidades funcionales de manejo pesquero. Además, se consideró el marco regulatorio y la creación de los CZP para entender cómo podría operacionalizarse el esquema de zonificación basado en un EEP. Con los resultados obtenidos, se proponen pautas para comprender las

dinámicas sociales-ecológicas en las PPE de Uruguay y proporcionar información para adoptar estrategias de Co-M que contribuyan a aumentar la resiliencia y sustentabilidad de estos SSE.

## **4. Métodos**

### **4.1 Obtención de información dependiente de la pesca**

La información correspondiente a las capturas de las PPE para Uruguay se obtuvo utilizando los reportes de desembarque contenidos en los 'partes de pesca' declarados por los pescadores a DINARA. Estos documentos tienen carácter legal como registro único de la actividad pesquera y su presentación es un requisito para mantener el permiso de pesca. Los partes de pesca incluyen información sobre el esfuerzo pesquero (e.g., equipo de pesca utilizado, número de viajes, número de tripulantes) y la captura (e.g., peso de las especies desembarcadas) por puerto de desembarque donde operó la flota. Considerando la escasez de datos que suele caracterizar a las PPE, los partes de pesca constituyen la principal fuente de información sobre la actividad pesquera en estas pesquerías. Los datos utilizados en este estudio fueron recopilados en el marco del proyecto "Ensayo piloto de un enfoque de ecosistemas para la pesca costera en Uruguay", financiado por el Fondo para el Medio Ambiente Mundial (GEF por sus siglas en inglés), implementado por la FAO y ejecutado por DINARA durante el período 2008-2014.

Para este estudio, se compiló información de 14 años (2000-2013) de reportes de desembarque registrándose de actividad por flota para las PPE a nivel nacional. La elaboración de la base de datos implicó la sistematización de 28.700 eventos de pesca correspondientes a 1.070 embarcaciones, distribuidos en 50 puertos de desembarque, donde se registraron desembarque de un total de 44 unidades taxonómicas (UT). Esta clasificación en UT fue utilizada debido al uso de nombres comunes (e.g., mochucho, pescadilla, corvina), agrupaciones de especies (e.g., bagre, tiburón, raya) y categorías genéricas ("otros de mar" y "otros de agua dulce") en los registros. La información de captura se compiló mensualmente por puerto de desembarque, obteniendo los valores acumulados mensuales para todo el período de estudio (Figura 2A). Esto es debido a que nuestro objetivo no fue detectar variaciones interanuales, sino más bien diferencias entre meses. Para los análisis posteriores, se seleccionaron los puertos con registros completos para todos los meses y se excluyeron las categorías "otros del mar" y "otros de agua dulce" debido a la incertidumbre sobre las especies incluidas en ellas. La base de datos final incluyó información de 27.884 eventos de pesca correspondientes a 1.028 embarcaciones, distribuidos en 44 puertos de desembarque y 41 UT.

## **4.2 Conceptualización general de la pesca de pequeña escala desde una perspectiva de red social-ecológica**

Para estudiar el SSE de las PPE uruguayas, se adoptó la perspectiva de red social-ecológica, fundamentada en la teoría de redes complejas [24]. Este enfoque representa a los actores sociales y los recursos pesqueros, junto con sus interacciones, como nodos y enlaces en una red. En la representación de las redes, se utilizaron grafos donde los nodos simbolizan puertos de desembarque y los enlaces reflejan la coocurrencia de la flota (sistema social) o la similitud en composición de la captura (sistema ecológico). El estudio adaptó este marco, considerando a los usuarios del sistema, en este caso representados por las distintas flotas, como representantes del sistema social y a las unidades de recursos, representados por las distintas UT desembarcadas, como representantes del sistema ecológico.

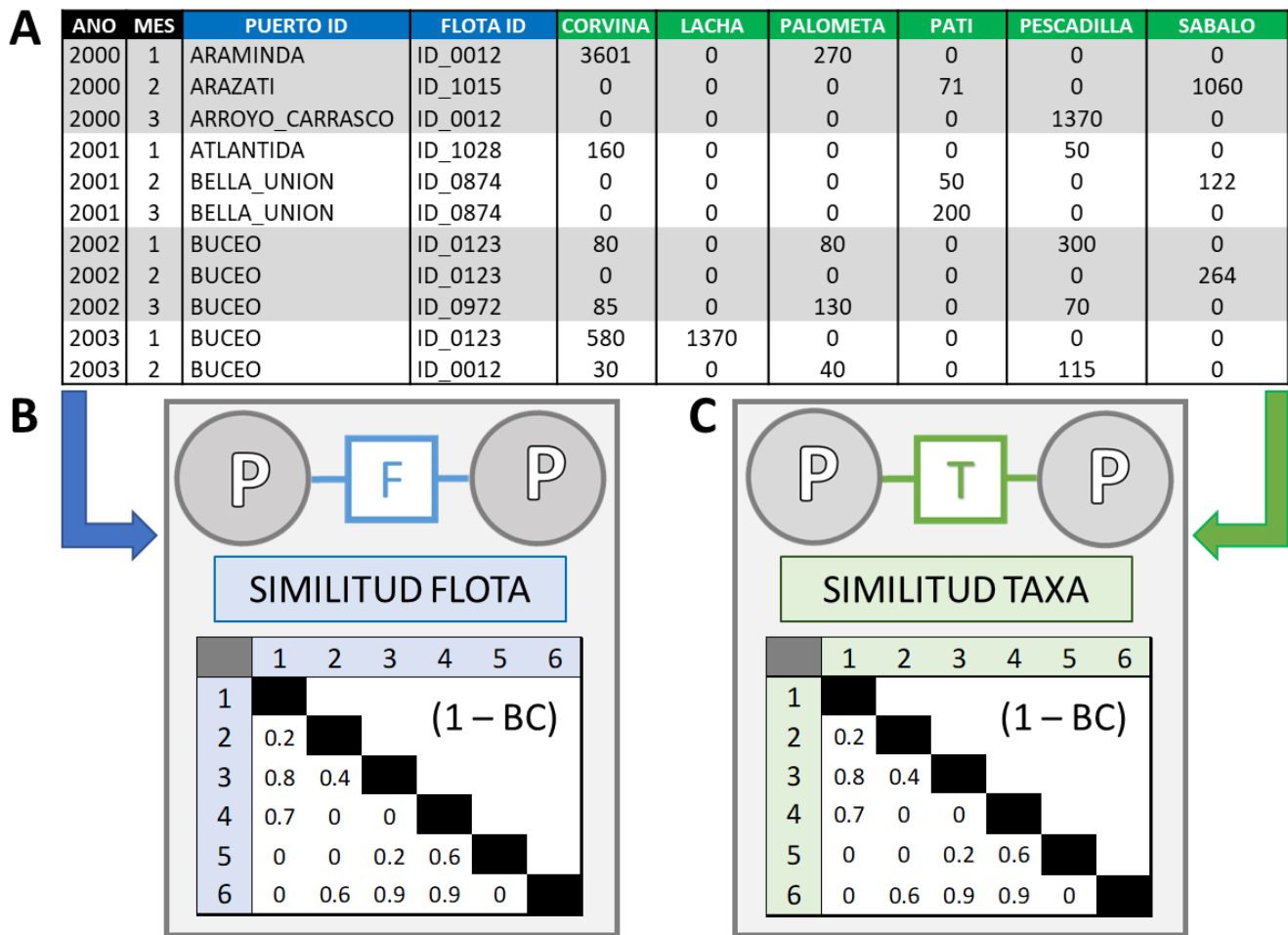
## **4.3 Análisis de datos**

### **4.3.1 Análisis de redes**

Se estableció una red social mensual y una red ecológica mensual para todo el período de análisis, correspondiendo a dos sistemas evaluados a lo largo de 12 meses. La similitud entre pares de puertos en ambos sistemas se calculó utilizando el índice  $1 - \text{disimilitud de Bray Curtis}$  [52], resultando en una matriz simétrica con valores entre  $[0, 1]$ , donde 1 indica similitud total. Estas redes fueron no dirigidas y ponderadas, con pesos basados en los valores de similitud.

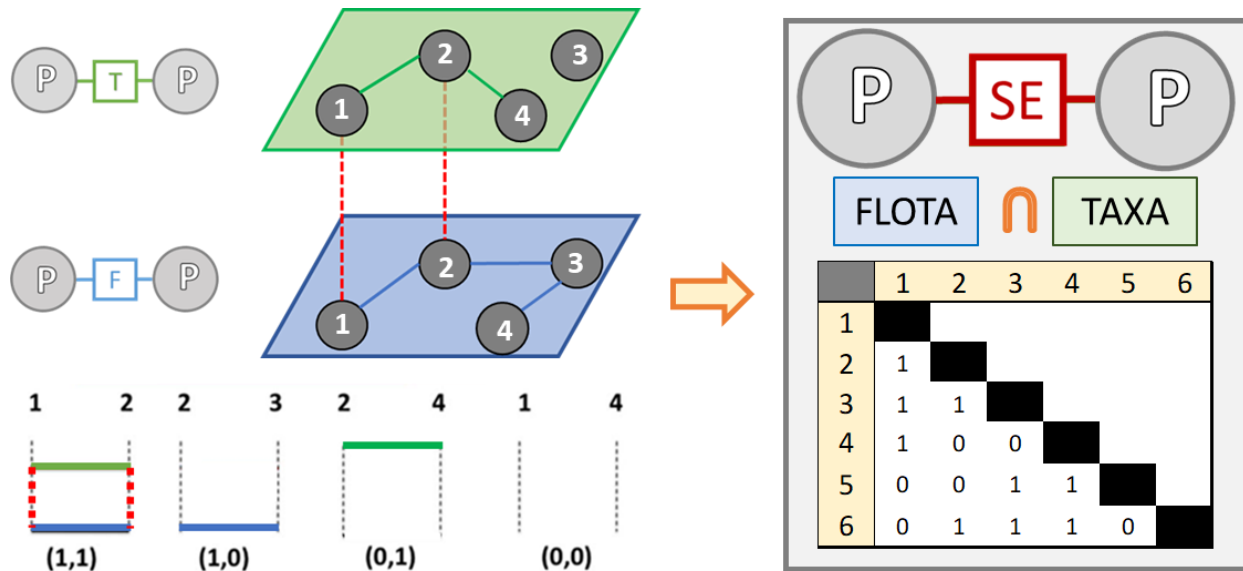
En el análisis del sistema social, se construyó una red flota x puerto a partir del número de eventos de pesca para cada flota en cada puerto. Esto se transformó en una red puerto x puerto donde los enlaces indican la similitud en las operaciones de la flota entre puertos (Figura 2B). Para el sistema ecológico, se examinó la similitud en la composición de las capturas, formando inicialmente una red especies x puerto basada en los ítems desembarcados en cada evento de pesca (Figura 2C). Esta se transformó en una red puerto x puerto donde los enlaces reflejan la similitud en la composición de las capturas. En ambos casos, el valor de similitud varía entre 0 (cuando no hay elementos compartidos) y 1 (cuando los puertos comparten exactamente los mismos elementos, ya sean embarcaciones o unidades taxonómicas).





**Figura 2. A** – Tabla de registro de eventos de pesca, los valores obtenidos son acumulados mensuales para todo el período de estudio, discriminados por puerto de desembarque, flota e ítem de captura. **B** – Red correspondiente al sistema social, con nodos representando los puertos y enlaces indicando la similitud en las operaciones de la flota entre puertos. **C** – Red correspondiente al sistema ecológico, con nodos representando los puertos y enlaces indicando la similitud en la composición de las capturas. Ambas similitudes fueron estimadas como 1 – índice de Bray Curtis (1 – BC).

Finalmente, la integración de los grafos del SSE se realizó mediante la convergencia de las redes puerto por puerto de ambos sistemas. Esta convergencia se identificó al intersectar las conexiones de ambos sistemas en una escala mensual, conectando nodos (puertos) con conexiones simultáneas en ambos sistemas. Para cada par de nodos que cumplía con este criterio, se calculó la suma algebraica de los valores normalizados de las matrices sociales y ecológicas (Figura 3). Este enfoque resalta la interconexión entre los componentes sociales y ecológicos, facilitando una comprensión detallada de las dinámicas del sistema.



**Figura 3.** Elaboración de grafos correspondientes al sistema social-ecológico realizado mediante la convergencia de las redes del sistema ecológico y social. Se conectaron los nodos (puertos) que presentaron conexiones simultáneas en ambos sistemas, siendo su valor de conexión la suma algebraica de los valores normalizados de las matrices de ambos sistemas.

### **Estimación de umbral de conexión y definición de redes**

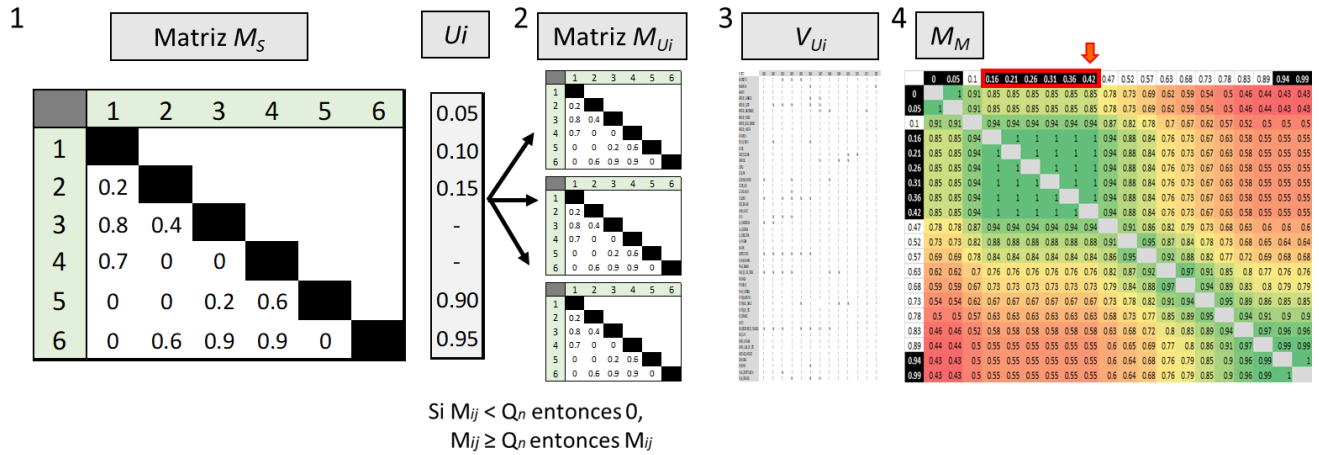
Debido a la alta densidad de conexiones en las redes de los diferentes sistemas, influenciada por el volumen significativo de eventos de pesca y posibles errores en el registro de ítems desembarcados, se estableció un umbral de similitud para definir las conexiones entre puertos en la red social y en la red ecológica:

- 1- Se descartaron todas las entradas de la matriz de similitud ( $M_S$ ) por debajo de cierto valor umbral de conexión ( $U$ ), de modo que si  $M_{Sij} < U$  entonces 0 y si  $M_{Sij} \geq U$  entonces  $M_{Sij}$ . Se utilizaron 20 valores de conexión definidos a partir de los cuantiles de la matriz de similitud ( $U_i$ ).
- 2- Para cada  $U_i$  se obtuvo una matriz  $M_{U_i}$  ( $M_{Sij}$  para un cierto valor umbral de conexión) sobre la cual se estimó su estructura modular mediante el algoritmo de agrupamiento de Louvain [39]. La identificación de una estructura modular implica la identificación de grupos de nodos (puertos) más conectados entre sí que con el resto de los nodos de la red (módulos). Como resultado de este análisis, se generó un vector de membresías, que indica a que modulo corresponde cada nodo de la red ( $V_{U_i}$ ). De este modo, para cada  $M_{U_i}$  se guardó su vector de membresías.
- 3- Mediante el método de información mutua normalizada (NMI, [53]), se comparó los vectores de membresía de  $M_{U_i}$  para cada distancia umbral ( $U_i$ ). El NMI es una medida que contrasta

la similitud de dos particiones diferentes, basadas en la comparación por pares de elementos. De esta manera, si un par de vectores presentan  $NMI = 1$ , entonces existe una total similitud en la composición de los módulos, ocurriendo lo opuesto si  $NMI = 0$ . Estas similitudes entre vectores de membresías se agruparon en una matriz de similitud de membresías,  $M_M$ , con  $M_{Mij} = NMI$ . Esto es, una matriz cuadrada de dimensiones distancia umbral x distancia umbral donde cada celda indica de valor de similitud en membresías.

- 4- Dentro de  $M_M$  se escogió el mayor rango de  $U_i$  donde las membresías se mantuvieron incambiadas ( $NMI = 1$ ), seleccionándose el mayor valor de  $U_i$  como umbral de conexión  $U$ .

A partir de estos análisis (pasos 1 a 4) se determinó una red social mensual (puerto x puerto) y una red ecológica mensual (puerto x puerto) para todo el periodo de análisis (dos sistemas por 12 meses) (Figura 4).



**Figura 4.** Procedimiento de estimación de umbral de conexión para las matrices de similitud de los sistemas social y ecológico.

### Elaboración de redes consenso para cada sistema

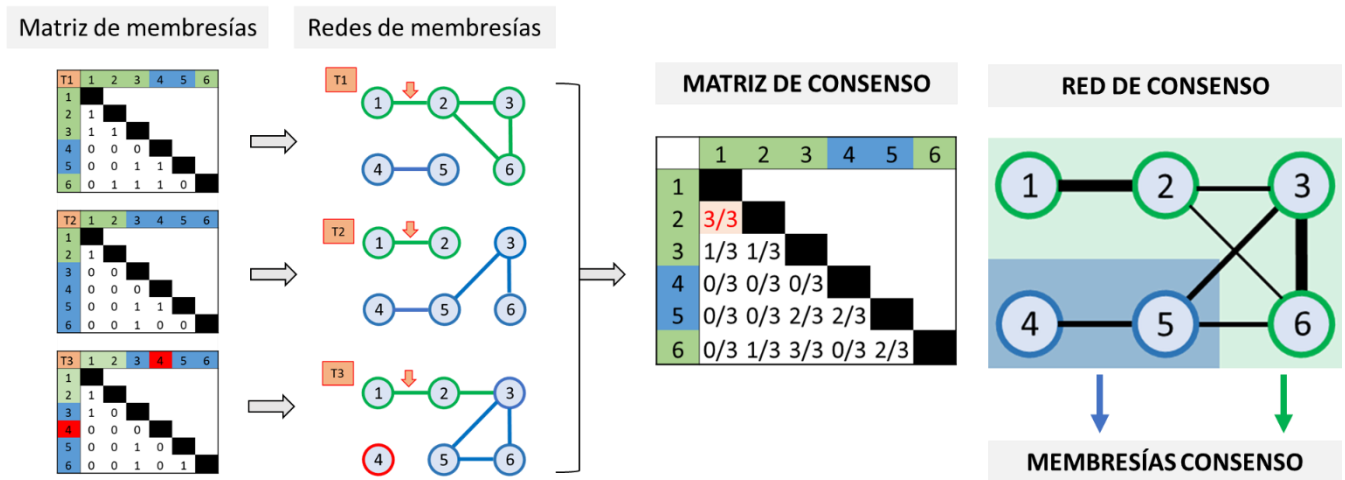
Teniendo en cuenta la dinámica secuencial de las pesquerías de pequeña escala en el país, se elaboraron para cada sistema, redes con los valores acumulados a escala mensual en todo el periodo de estudio. De esta manera, mediante la realización de una red de consenso entre las distintas redes mensuales se buscó capturar esa variabilidad intra anual. Para ello se adaptó la metodología de clustering consenso propuesta por Lancichinetti & Fortunato [38] y Borthagaray et al. [36], la cual, para este trabajo, consistió en elaborar una red de consenso basada en la coocurrencia en las membresías de los nodos de las distintas redes mensuales:

- 1- Se confeccionó una matriz de consenso  $M_C$  para cada sistema, donde las entradas se correspondieron al número de meses donde los nodos  $i$  y  $j$  fueron asignados al mismo

módulo, dividido por el número total de meses ( $M_{Cij} = \sum (M_{Aij} / 12)$ ); de esta manera  $M_{Cij}$  toma valores entre (0, 1).

- 2- Con  $M_C$  se elaboró una red de consenso unipartita, no dirigida y ponderada, donde los nodos se corresponden a los puertos de desembarque y las conexiones a la fracción de meses donde un par de nodos coocurrieron en un mismo módulo. De este modo, valores cercanos a 1 implican que pares de puertos de desembarque coocurren en el mismo módulo en casi todos los meses, mientras que valores cercanos a 0 refieren a puertos que en todo el año nunca coocurrieron en el mismo módulo.
- 3- Dado que existe un valor de conexión para cada par de nodos que hayan coocurrido al menos una vez en el período de estudio, la red de consenso muestra una gran densidad de conexiones. Por tanto, se descartaron todas las entradas por debajo un valor umbral  $U$ . Si  $M_{Cij} < U$  entonces 0; si  $M_{Cij} \geq U$  entonces  $M_{Cij}$ . Para la estimación de  $U$  se llevó a cabo el mismo procedimiento detallado anteriormente para la estimación del umbral de conexión.

A partir de estos análisis (pasos de 1 a 3) se determinó una red social consenso (puerto x puerto) y una red ecológica consenso (puerto x puerto) para todo el periodo de análisis (dos sistemas) (Figura 5).



**Figura 5.** Las redes consenso fueron elaboradas mediante el uso de matrices a escala mensual. Cada matriz mensual se confeccionó con la similitud acumulada para ese mes en todo el período de estudio (flota o especie), obteniéndose 12 matrices mensuales y una matriz consenso para cada sistema (social, ecológico y social-ecológico).

Se realizó un análisis de congruencia temporal en las redes de consenso con el fin de evaluar la robustez de su estructura modular. El peso de la conexión, definido como la proporción de meses en que un par de puertos de desembarque compartió el mismo módulo, fue el foco del análisis. Se examinó la distribución de los pesos de las conexiones para determinar la estabilidad mensual de dicha estructura modular a lo largo del año, interpretando medianas

altas como indicativas de una composición más consistente a lo largo del año y, por ende, de una estructura robusta. La variabilidad de las medianas estimadas se presentó mediante el rango intercuartil.

Para evaluar la significancia de las redes consenso se comparó la modularidad de la red estimada con una distribución de modularidades de redes aleatorias, mediante la aplicación de pruebas estadísticas. En caso de rechazar la hipótesis nula se consideró que la estructura modular de dicha red reflejó patrones de conexión significativos y no por azar. Lo expresado fue realizado de la siguiente manera:

- 1- Generación de Redes Aleatorias: para crear un modelo nulo contra el cual comparar, se generaron 2000 redes aleatorias a partir de la red de consenso original. La aleatorización se realizó mediante un proceso de intercambio de enlaces que conservó el grado pesado de los nodos. De esta manera, las redes aleatorias mantuvieron las mismas propiedades generales de conectividad sin replicar la estructura modular específica.
- 2- Cálculo de la Modularidad: tanto para la red de consenso como para cada una de las redes aleatorias generadas, se estimó su estructura modular mediante el algoritmo de agrupamiento de Louvain [39], resultando en una distribución de valores de modularidad para las redes aleatorias.
- 3- Aplicación de Test Estadísticos: con los valores de modularidad obtenidos, se aplicaron pruebas estadísticas para comparar la modularidad de la red de consenso con la distribución de modularidades de las redes aleatorias. Para ello se realizó una prueba de Shapiro-Wilk para evaluar si la distribución de modularidades nulas sigue una distribución normal. Dependiendo del resultado de la prueba de Shapiro-Wilk, se eligió el test estadístico adecuado. Si la prueba de Shapiro-Wilk indicaba que la distribución es normal ( $p > 0.05$ ), se utilizó un test t para comparar la media de la distribución de modularidades de redes nulas con la modularidad observada en la red de consenso. Si la distribución no era normal ( $p \leq 0.05$ ), se utilizó un test no paramétrico de Wilcoxon para realizar la comparación. Se utilizó un nivel de confianza del 95% para rechazar la hipótesis nula.
- 4- Evaluación de Resultados y Significancia: si se rechazaba la hipótesis nula, entonces la estructura modular de la red de consenso era significativamente diferente que lo esperado por azar.

Con el fin de identificar variabilidad en la cohesión de los módulos estimados respecto a su red de consenso correspondiente, se utilizó la prueba de Wilcoxon para una muestra, a efectos de comparar la mediana de una muestra única contra una mediana conocida. Mediante esta

comparación, se identifica si la congruencia temporal (entendida como el peso de las conexiones internas) de cada módulo es mayor o menor que la tendencia central (mediana) de toda la red. Módulos con pesos medianos significativamente más altos que la mediana global indican una congruencia temporal más fuerte, mientras que aquellos con pesos medianos más bajos sugieren una congruencia temporal más débil. Este procedimiento permitió una mejor comprensión de la estructura modular de la red a lo largo del año.

### ***Agrupamiento de especies desembarcadas***

Con el objetivo de identificar los agrupamientos de especies desembarcadas dentro de la red de consenso del Sistema Ecológico, se llevó a cabo un análisis de clustering jerárquico (ACJ) para cada módulo estimado para dicha red (i.e. grupos de puertos con patrones de desembarque similares). El ACJ se realizó mediante el método Ward's [54] debido a su eficacia en minimizar la varianza interna de los agrupamientos, buscando formar agrupaciones en las que la similitud interna sea máxima. El resultado de este análisis se visualizó a través de dendrogramas individuales para cada módulo identificado, revelando posibles interacciones entre las especies desembarcadas, así como interdependencias entre las especies dentro de cada módulo.

La manipulación de datos y los análisis de agrupamiento se llevaron a cabo utilizando el software R versión 4.1.1 [55], y los paquetes tidyverse [56] y dendextend [57].

### ***Estimación de roles topológicos***

Se evaluaron los cambios de los roles topológicos a lo largo del tiempo, y se compararon las proporciones de los diferentes roles topológicos en diferentes momentos para detectar cambios en la estructura de la red. El análisis temporal de los roles topológicos de los puertos de desembarque permite entender, indirectamente, ciertas dinámicas de la flota pesquera en el sistema social y las variaciones en la composición de captura en el sistema ecológico. En el sistema social, cambios en los roles topológicos pueden revelar adaptaciones de la flota a factores ambientales, socioeconómicos y regulatorios, reflejadas en la diversificación o concentración de sus puertos de desembarque. En el sistema ecológico, cambios en los roles de los puertos pueden indicar alteraciones en la composición de capturas, por factores como cambios en las prácticas de pesca o en las especies objetivo, así como restricciones regulatorias en la movilidad de la flota. Con el fin de observar la relación entre las fluctuaciones mensuales

en los desembarques y los cambios en las proporciones de los roles topológicos se realizó una correlación de Spearman entre ambas variables.

A partir del análisis de modularidad, del cual queda definido una membresía para cada nodo, se estimaron los roles topológicos [58], los cuales definen la importancia de un nodo en el patrón de conexión de la red. El rol de un nodo es determinado a partir de dos coeficientes. El primer coeficiente, conocido como ‘z’, o grado estandarizado, mide qué tan bien está conectado un nodo con otros nodos en su propio módulo. Específicamente, este coeficiente estandarizado relaciona el número de enlaces de un nodo  $i$  con otros nodos de su módulo de la siguiente manera:

$$z = \frac{k_{is} - \bar{k}_s}{SD_{ks}},$$

donde  $k_{is}$  es el número de enlaces  $k$  del nodo  $i$  con otros nodos en el mismo módulo  $s$ , mientras que  $\bar{k}_s$  y  $SD_{ks}$  son el promedio y la desviación estándar de los enlaces dentro del módulo del nodo  $i$  en el módulo  $s$ . El segundo coeficiente, ‘c’, o coeficiente de participación, estima la cantidad de conexiones que tiene un nodo fuera de su módulo. Este coeficiente es una medida del número de enlaces del nodo  $i$  con nodos de otros módulos normalizado por el grado del nodo  $i$  ( $k_i$ ) de la siguiente manera:

$$c = 1 - \sum_{t=1}^{N_M} \left( \frac{k_{it}}{k_i} \right)^2,$$

donde  $k_{it}$  es el número de enlaces  $k$  del nodo  $i$  con otros nodos en el módulo  $t$  (incluidos el propio módulo de  $i$ ). En redes ecológicas, se han definido dos valores umbrales de  $z = 2,5$  y  $c = 0,62$  que dividen el espacio de parámetros en cuatro roles topológicos posibles: ); periféricos ( $z < 2,5$ ;  $c < 0,62$ ), conectores ( $z < 2,5$ ;  $c > 0,62$ ), hub de módulos ( $z > 2,5$ ;  $c < 0,62$ ) y hub de red ( $z > 2,5$ ;  $c > 0,62$ ) [59,60].

La manipulación de datos, los análisis de redes y las visualizaciones se llevaron a cabo utilizando el software R versión 4.1.1 [55] y los paquetes tidyverse [56], tidygraph [61], ggraph [62], vegan [63] y sf [64].

#### **4.3.2 Diversidad de porfolio pesquero y unidades taxonómicas dominantes en los desembarques**

El porfolio pesquero representa el conjunto de especies objetivo que un pescador o comunidad pesquera explota a lo largo del tiempo, funcionando como una estrategia de diversificación en la captura. Esta estrategia implica el desarrollo de diferentes técnicas y conocimientos de pesca adaptados a cada especie objetivo, así como la comprensión de sus ciclos biológicos y patrones de distribución espacial y temporal. La diversificación del porfolio no solo permite a los pescadores mantener una actividad económica más estable a lo largo del año, sino que también contribuye a reducir la presión pesquera sobre especies específicas. La composición del porfolio pesquero está influenciada tanto por factores ecológicos (disponibilidad y abundancia de especies) como por factores socioeconómicos (demanda del mercado, precios, costos operativos) y regulatorios (vedas, cuotas, permisos). Esta interacción de factores hace que el porfolio sea dinámico y adaptativo, permitiendo a los pescadores responder a cambios en las condiciones ambientales, fluctuaciones del mercado y modificaciones en los marcos regulatorios.

Con el fin de obtener información sobre la diversidad del porfolio pesquero y la dominancia de ciertas UT en los desembarques, se utilizaron métricas de diversidad basadas en los números efectivos de especies de Hill [65]. Estas métricas, conocidas por su capacidad para evaluar diferentes aspectos de la diversidad de especies, ajustan su sensibilidad a las especies raras o dominantes mediante un parámetro  $q$ . La riqueza de especies (tamaño de porfolio), medida por los equivalentes de Hill, con  $q = 0$ , se refiere al número total de UT desembarcadas durante el período de estudio y proporciona una visión integral de la diversidad del porfolio pesquero. Los números efectivos de especies de Shannon (diversidad de porfolio), con  $q = 1$ , fueron empleados para identificar aquellas UT mayormente desembarcadas, que son aquellas capturadas en grandes cantidades y que contribuyen significativamente a los desembarques totales. Un valor alto indicaría que los desembarques están distribuidos de manera más equitativa entre varias especies, reflejando una comunidad de desembarque diversa y equilibrada. Finalmente, los números efectivos de especies de Simpson (dominancia de porfolio), con  $q = 2$ , miden la concentración de la captura en las especies más comunes durante los desembarques. Un bajo número efectivo indicaría que unas pocas UT dominan en términos de biomasa desembarcada, lo que podría señalar una dependencia de la pesca en esas UT específicas.



Todas las métricas se estimaron por módulo dentro de la red de consenso social-ecológica, tanto para el período de estudio completo como para los valores mensuales acumulados de capturas. Para analizar cómo las mismas interactuaron con el volumen total de captura, se optó por la correlación de Spearman. Este enfoque permitió observar la relación entre las fluctuaciones mensuales en los desembarques y los cambios en la riqueza, diversidad y dominancia dentro del porfolio pesquero de las PPE.

El análisis de datos y de porfolio y el correspondiente desarrollo gráfico se llevaron a cabo utilizando el software R versión 4.1.1 [55] y los paquetes tidyverse [56], iNEXT [66,67] .

## **5. Resultados**

### **5.1 Sistema social**

#### ***Compartimentalización y congruencia temporal***

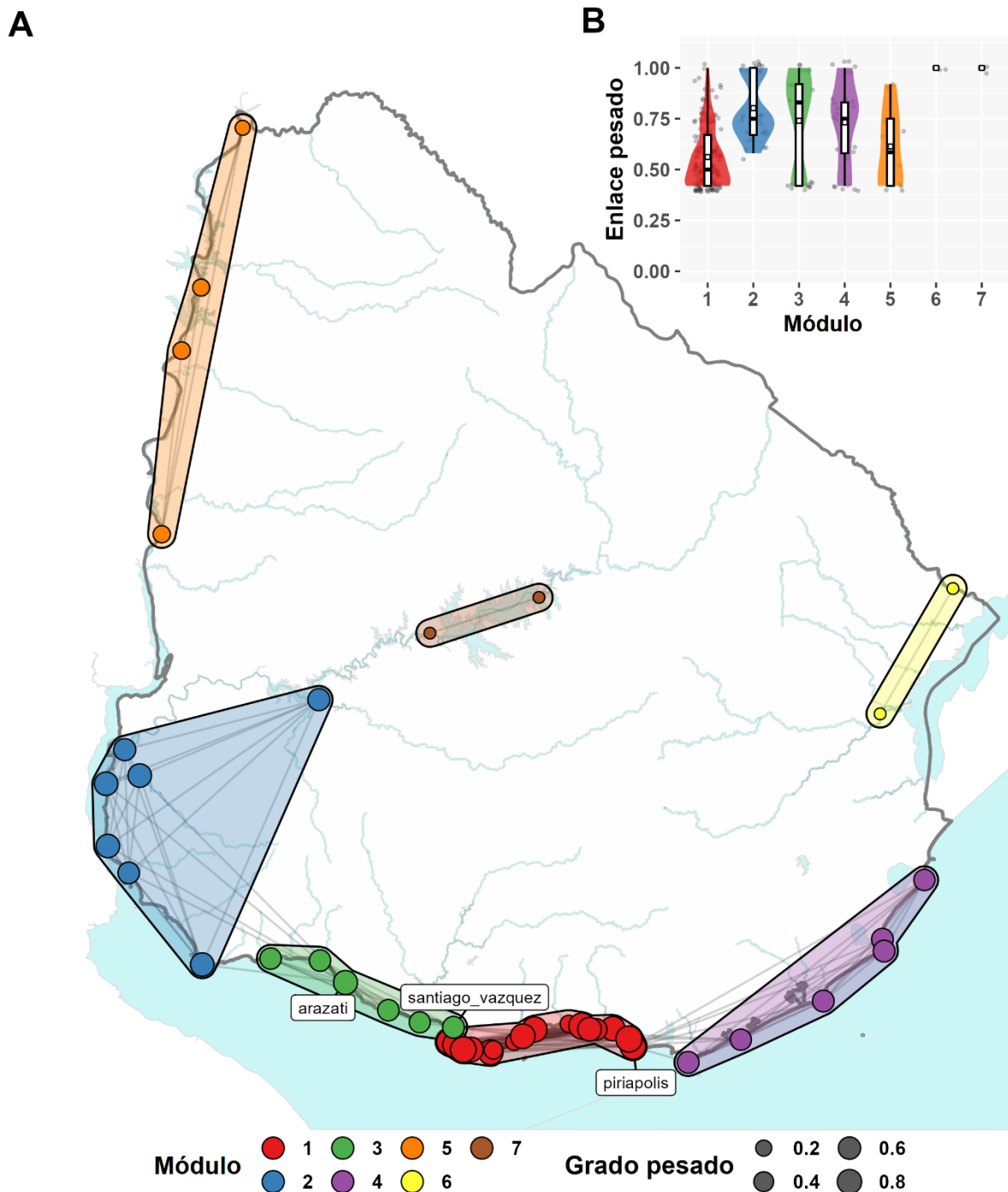
La red de consenso del sistema social (44 nodos, 163 enlaces) presentó una estructura significativamente más modular que la esperada al azar ( $Q = 0.599$ ;  $p < 0.001$ ), identificándose siete módulos espacialmente explícitos: 1 – zona estuarina externa, 2 – litoral sur del Río Uruguay, 3 – zona estuarina interna, 4 – zona oceánica, 5 – litoral norte del Río Uruguay, 6 – cuenca Laguna Merín y 7 – embalses del Río Negro (Figura 6A). El tamaño de los módulos osciló entre dos (módulos 6 y 7) y 17 puertos (módulo 1) (Figura 6A, Material Suplementario: Tabla S1). Tanto el número como la composición de los módulos variaron a lo largo del año. La cantidad de módulos presentó una moda de 7 en el primer semestre, mientras que en el segundo semestre fue de 10 (Material Suplementario: Figura S1). Este aumento se debió a la desagregación de los nodos del módulo 5 (litoral norte del Río Uruguay) y distintas conformaciones de los nodos correspondientes a la zona estuarina (Material Suplementario: Figura S1). A pesar de estas variaciones, la estructura de la red de consenso se mantuvo constante en 7 de los 12 meses (congruencia temporal: mediana = 0.58, IQR = 0.33) (Figura 6A, Material Suplementario: Tabla S2)

La congruencia temporal en la estructura de la red de consenso varió según el módulo analizado, encontrándose diferencias significativas respecto a la red de consenso. Específicamente, la congruencia temporal para el módulo 1 fue significativamente menor (mediana = 0.50), reflejando una congruencia temporal de 6 meses. Por otro lado, para los

módulos 2, 3 y 4, la congruencia temporal fue significativamente mayor (mediana = 0.75, 0.83 y 0.75, respectivamente) indicando que, durante la mayor parte del año, entre 9 y 10 meses, los puertos de desembarque se encontraron en el mismo módulo (Figura 6B, Material Suplementario: Tablas S2, S3). Los módulos 5, 6 y 7 no mostraron diferencias significativas en la congruencia temporal en comparación con la red de consenso. Sin embargo, los módulos 6 y 7, cada uno compuesto por dos puertos, exhibieron una congruencia temporal constante durante todo el año (mediana = 1.00) (Figura 6A, Material Suplementario: Tabla S1, S2). Esto sugiere que los puertos de desembarque en estos módulos mantuvieron una conexión ininterrumpida a lo largo del año. En cuanto al módulo 5, su congruencia temporal fue igual a la de la red de consenso (mediana = 0.58; IQR = 0.29) (Figura 6B, Material Suplementario: Tablas S2, S3).

La distribución de enlaces intra e intermodulares mostró que los módulos 5, 6 y 7 tuvieron todos sus enlaces entre nodos dentro del mismo módulo. Esto contrastó con los otros módulos, que mostraron distintas proporciones de enlaces intra e intermodulares (Figura 6A, Material Suplementario: Tabla S4). El módulo 1, correspondiente a la zona estuarina externa y con el mayor número de nodos (17), también registró la mayor cantidad de enlaces (98), de los cuales la mayoría (88%) fueron intramodulares. Los enlaces externos de este módulo se establecieron principalmente con el módulo 4 (zona oceánica), a través del puerto de Piriápolis, y con el módulo 3 (zona estuarina interna), mediante distintos nodos hacia el puerto de Santiago Vázquez (Figura 6A, Material Suplementario: Tabla S4).

Si bien los módulos 2, 3 y 4 presentaron tamaños y números de enlaces similares (6-7 nodos, 23-26 enlaces), las proporciones del tipo de enlaces presentaron diferencias. Por su parte, el módulo 2 (litoral sur del Río Uruguay) mostró que la mayoría de sus enlaces (80%) también fueron internos, con todos sus enlaces externos dirigidos hacia el puerto de Arazatí del módulo 3 (Figura 6A, Material Suplementario: Tabla S4). Los módulos 3 y 4 presentaron una alta proporción de enlaces externos, 40% y 35% respectivamente. El módulo 3 se conectó con el módulo 2 a través del puerto de Arazatí y con el módulo 1 mediante el puerto de Santiago Vázquez. Todos los enlaces externos del módulo 4 se dirigieron al módulo 1, específicamente a través del puerto de Piriápolis (Figura 6A, Material Suplementario: Tabla S4).



**Figura 6. A** – Red de consenso del sistema social: los nodos representan puertos de desembarque (con tamaños variables que indican el grado pesado) los colores representan los módulos identificados y los enlaces denotan la proporción de meses en que un par de nodos coocurrieron en el mismo módulo. **B** – Diagrama de cajas que ilustra la congruencia temporal en los módulos de la red social basada en los valores de enlace pesados.

### ***Dinámica de las métricas de red***

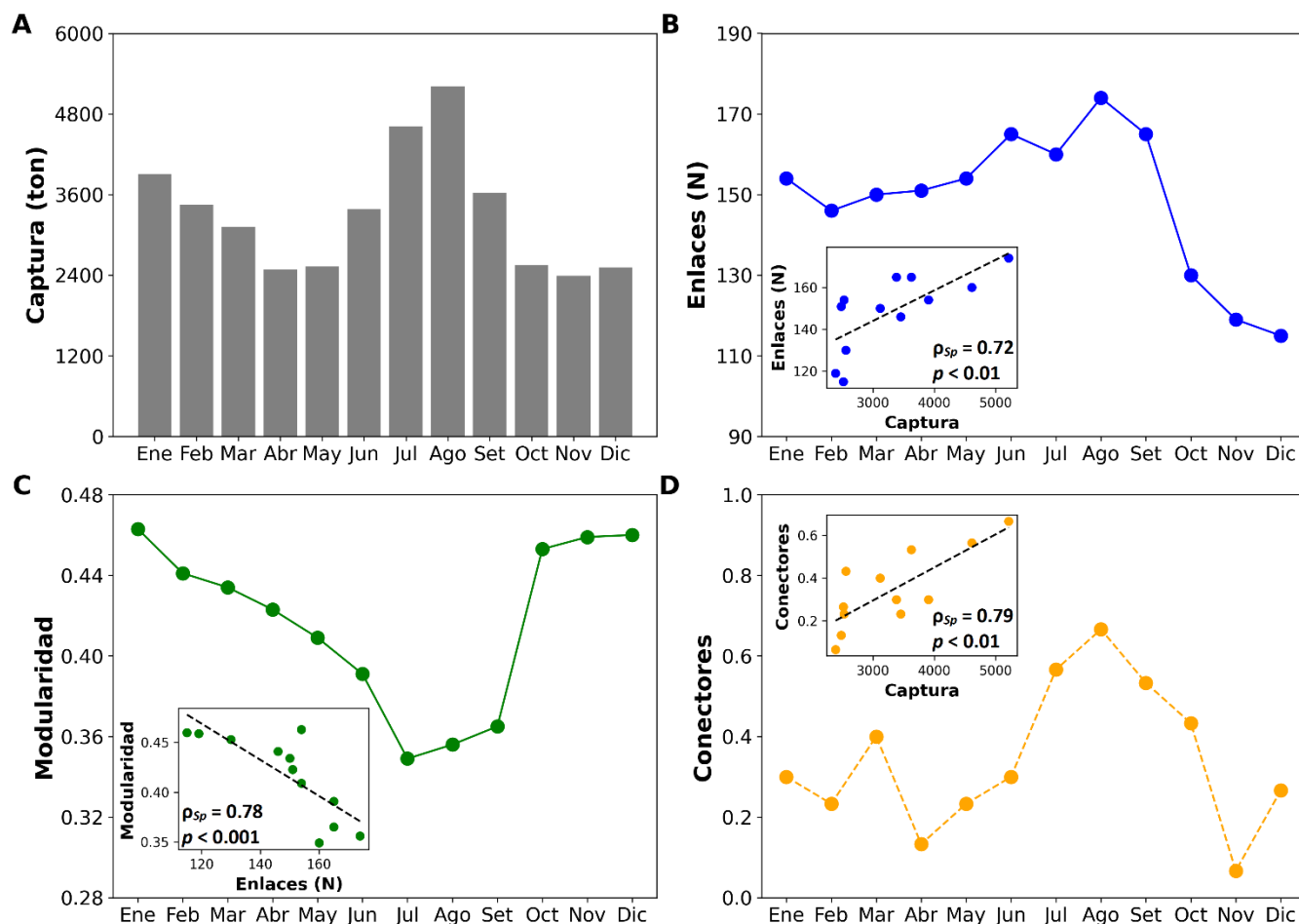
La evolución del número de enlaces en la red social mostró variaciones mensuales, exhibiendo una correlación positiva y significativa ( $\rho_{sp} = 0.72$ ) con la evolución de las capturas (Figuras 7A y 7B). Inicialmente, se observó relativa estabilidad en el número de enlaces desde enero hasta mayo. Posteriormente, se registró un período de incremento entre junio y septiembre, coincidiendo con el período de mayores desembarques. Finalmente, el número de enlaces disminuyó entre octubre y diciembre, correspondiendo al período de menores capturas. Esta variación temporal estuvo asociada con cambios mensuales en la proporción de nodos conectores, presentando una correlación positiva y significativa ( $\rho_{sp} = 0.59$ ).

Los valores de modularidad mostraron fluctuaciones mensuales, con una correlación negativa y significativa ( $\rho_{sp} = -0.78$ ,  $p < 0.001$ ) respecto a la evolución del número de enlaces (Figuras 7A y C). Entre enero y julio, se registró un descenso sostenido en la modularidad, alcanzando los valores mínimos entre julio y setiembre, período que coincidió con los mayores desembarques y un aumento en el número de enlaces (Figuras 7A, B y C). Por el contrario, se observaron los valores más altos de modularidad (por encima de la mediana) entre enero-marzo y octubre-diciembre. Sin embargo, solo el período octubre-diciembre coincidió con los menores niveles de actividad pesquera en términos de desembarques y número total de enlaces en la red (Figuras 7A, B y C).

Los nodos se clasificaron en roles conectores, periféricos y ultraperiféricos, con proporciones fluctuantes entre meses. Los módulos 5, 6 y 7 incluyeron exclusivamente nodos ultraperiféricos, indicando interacciones restringidas dentro de cada módulo. Por otro lado, el módulo 2 mostró una mezcla de roles ultraperiféricos y periféricos, indicativo de una estructura moderadamente interconectada. En contraste, los módulos costeros (1, 3 y 4) incluyeron roles conectores, reflejando una estructura más compleja y variada en términos de conectividad con otros módulos (Material Suplementario: Figura S2).

Las proporciones de los roles topológicos en los módulos costeros variaron mensualmente, correlacionándose positiva y significativamente ( $\rho_{sp} = 0.79$ ) con la evolución de las capturas (Figura 7A y 7D). Esta variación temporal se asoció con cambios en la distribución espacial de puertos conectores, lo cual fue coincidente con aumentos en los desembarques de estos módulos. Específicamente, durante enero-marzo, el 93% de los puertos conectores se ubicaron en la zona estuarina interna, coincidiendo con el período de mayores desembarques del módulo

3. Por otro lado, entre julio y setiembre, período de mayores desembarques de todo el sistema, se registró la mayor proporción de puertos conectores (55%), extendiéndose a lo largo de toda la costa, desde la zona estuarina interna hasta la zona oceánica, coincidiendo con picos en los desembarques de todos los módulos costeros (Material Suplementario: Figura S2, S3).



**Figura 7.** Red de consenso del sistema social **A** - Evolución de las capturas acumuladas a escala mensual para el periodo de estudio; **B** - Evolución del número de enlaces, inset: correlación de Spearman ( $\rho_{sp}$ ) entre número de enlaces y capturas; **C** - Evolución de valores de modularidad, recuadro interior: correlación entre modularidad y número de enlaces, **D** - Evolución en proporción de roles conectores de módulos costeros, inset: correlación proporción roles conectores y capturas

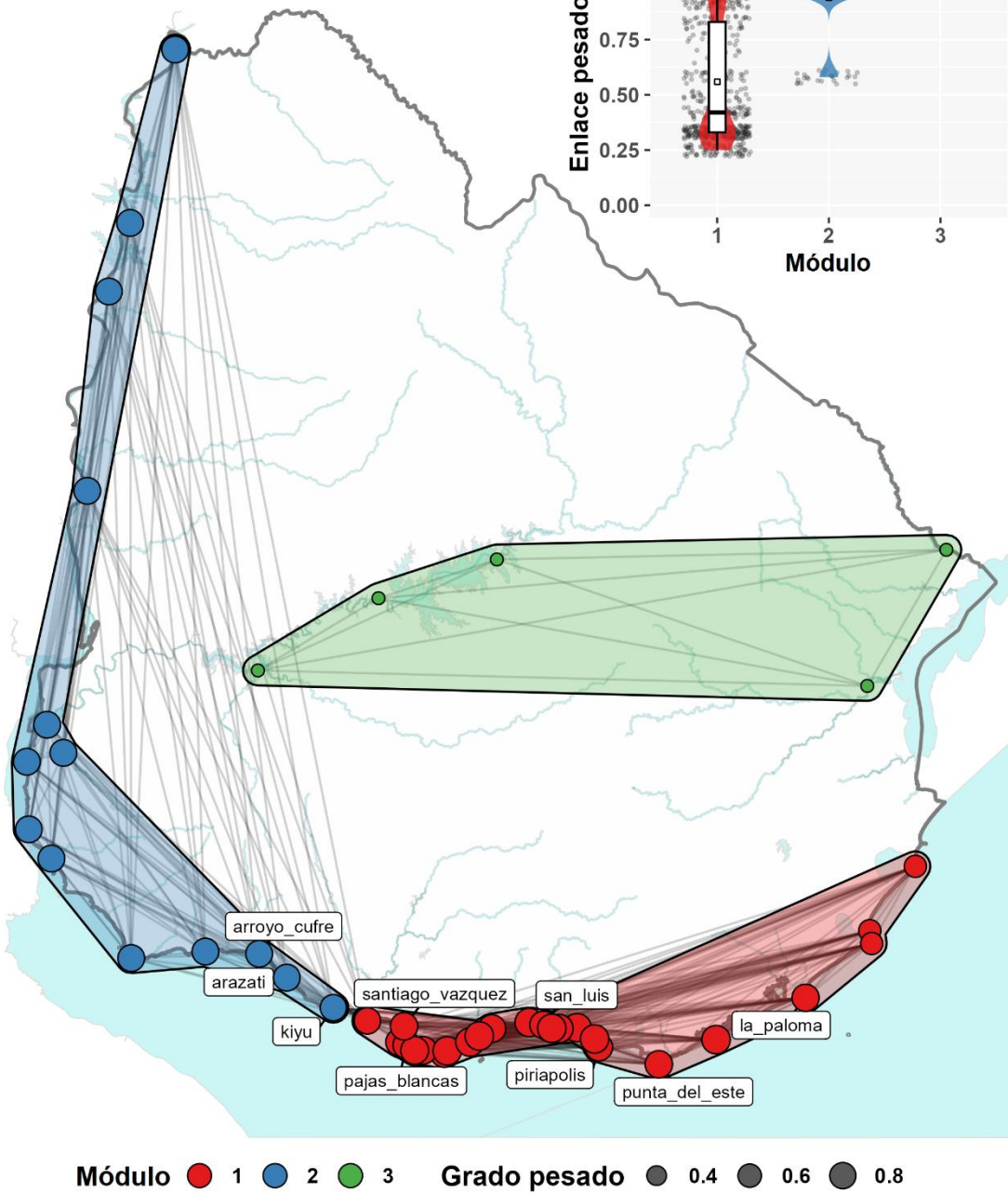
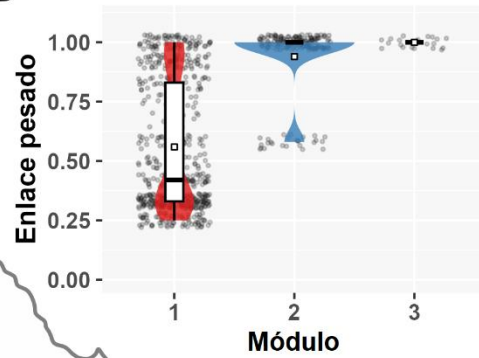
## 5.2 Sistema ecológico

### *Compartimentalización y congruencia temporal*

La red de consenso del sistema ecológico (44 nodos, 445 enlaces) presentó una estructura significativamente más modular que la esperada al azar ( $Q = 0.461$ ;  $p < 0.001$ ), identificándose tres módulos espacialmente explícitos: 1 – zona estuarina externa y oceánica, 2 – Río Uruguay

y zona estuarina interna, y 3 – embalses del Río Negro junto a la Laguna Merín (Figura 8A). El tamaño de los módulos presentó un rango de cinco (módulo 3) a 25 puertos (módulo 1) (Figura 8A, Material Suplementario: Tabla S5). Si bien el número de módulos no varió a lo largo del año, su composición mostró cambios, principalmente en el módulo 1 (Material Suplementario: Tabla S3). Consecuentemente, la estructura de la red de consenso se mantuvo constante en 7 de los 12 meses (congruencia temporal: mediana = 0.58, IQR = 0.67) (Figura 8A, Material Suplementario: Tabla S6).

La congruencia temporal en la estructura modular de la red varió según el módulo analizado, encontrándose diferencias significativas respecto a la red de consenso. Específicamente, el módulo 3 exhibió una congruencia temporal máxima, presentando una estructura constante durante todo el año, siendo la totalidad de sus enlaces intramodulares (mediana = 1.0, IQR = 0.0). El módulo 2 también exhibió una congruencia temporal máxima, siendo el 80% de sus enlaces intramodulares y presentando una estructura casi constante durante todo el año (mediana = 1.0, IQR = 0.4). La variabilidad en la congruencia temporal estuvo dada por el desacoplamiento del puerto de Kiyū, en 5 meses del año, el cual presentó casi el 50% de los enlaces externos (Figura 8B, Material Suplementario: Figura S4, Tabla S6). Ambos valores de congruencia temporal fueron significativamente superiores en comparación con la red de consenso (Material Suplementario: Tabla S7). En contraste, el módulo 1 presentó un valor de congruencia temporal más bajo y con una alta variabilidad respecto a la red de consenso (mediana = 0.42, IQR = 0.50). Esta variabilidad fue observada en la distribución bimodal de los enlaces, con el 42% de las conexiones correspondientes a pares de nodos que mantuvieron su conexión entre 3 y 4 meses, y el 27% a pares de nodos que se mantuvieron conectados entre 10 y 12 meses (Figura 8B, Material Suplementario: Tabla S6). Esta alta variabilidad en la composición también se evidenció en la desagregación de éste durante el año, observándose en algunos meses un grupo compuesto por puertos asociados a la zona oceánica y otro asociado a la zona estuarina externa. Si bien estos últimos presentaron distintos patrones de agrupación, se observó una superposición espacial de los mismos. A su vez se observó que los puertos con mayores desembarques (San Luis, La Paloma, Pajas Blancas, Piriápolis, Punta del Este y Santiago Vázquez) permanecieron unidos todos los meses del año (Material Suplementario: Figura S4, S5).

**A****B**

**Figura 8. A** – Red de consenso del sistema ecológico: los nodos representan puertos de desembarque (con tamaños variables que indican el grado pesado) los colores representan los módulos identificados y los enlaces denotan la proporción de meses en que un par de nodos coocurieron en el mismo módulo. **B** – Diagrama de cajas que ilustra la congruencia temporal en los módulos de la red ecológica basada en los valores de enlace pesados.

### ***Agrupamiento de las unidades taxonómicas en los desembarques***

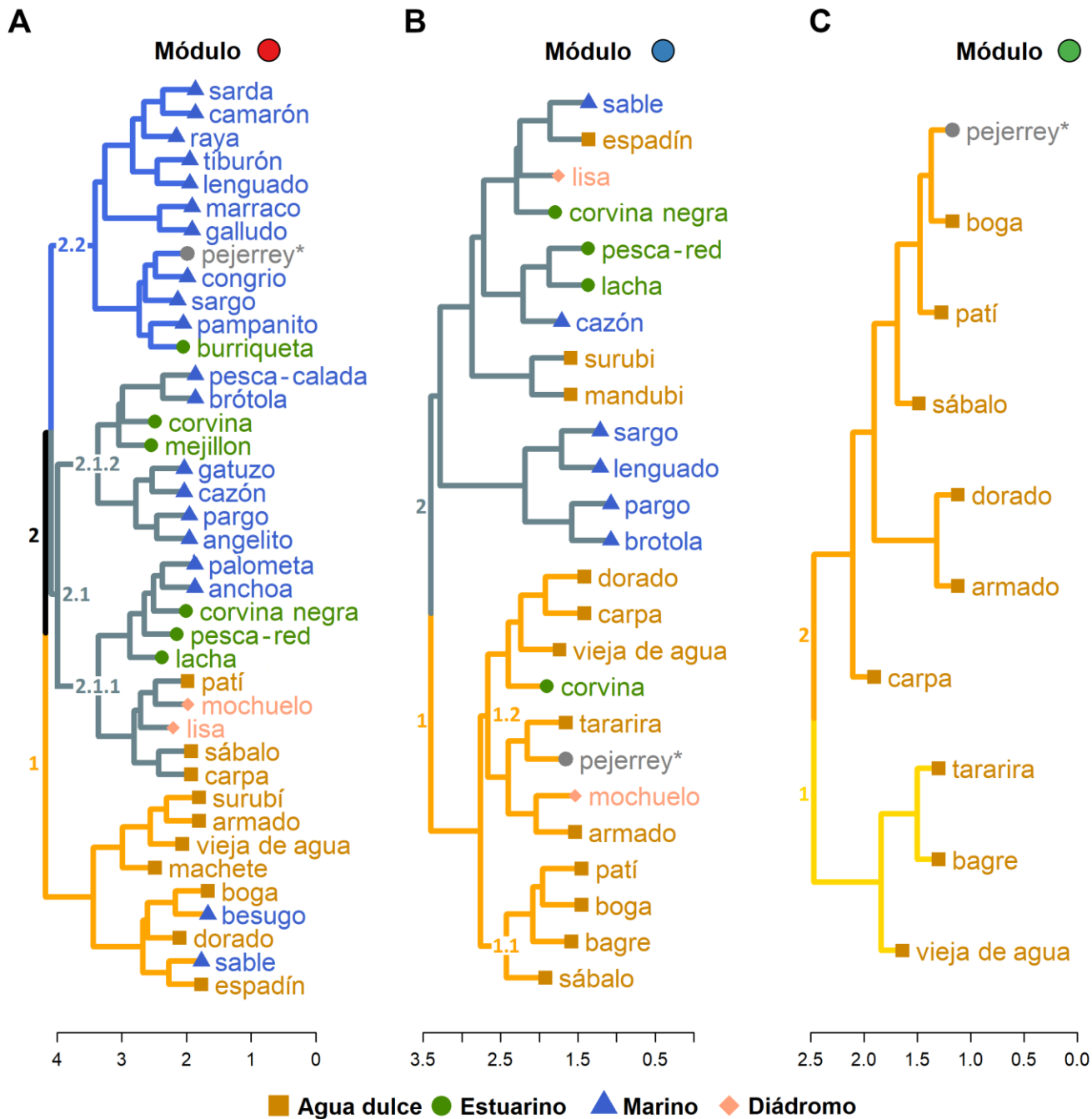
El Análisis de Clustering Jerárquico (ACJ) realizado en el módulo 1 de la red ecológica consenso, que abarca la zona estuarina externa y oceánica, reveló dos agrupamientos principales sobre un total de 39 unidades taxonómicas (UT) desembarcadas. Si bien predominaron las UT marinas (20 UT), los agrupamientos se relacionaron con las cuatro categorías ecológicas elegidas [68] (Figura 9A). El primer agrupamiento (**1**), mostró una clara predominancia de UT de agua dulce, con 7 de sus 9 UT pertenecientes a esta categoría. El segundo agrupamiento (**2**) concentró casi la totalidad de la biomasa desembarcada para el módulo (98%). Además, presentó dos grandes divisiones: una primera (**2.1**) con 18 UT, distribuidas entre las diferentes categorías, siendo las marinas y estuarinas las más representadas. Este agrupamiento, a su vez, presentó una división interna donde se observa una separación entre un agrupamiento con una distribución más balanceada entre las 4 categorías ecológicas (**2.1.1**) y otro conformado mayormente por UT marinas (**2.1.2**). Este último concentró casi el 90% de la biomasa desembarcada del módulo, con la corvina (55%), brótola, pescadilla de calada y gatuzo representando el 78% de las capturas (Material Suplementario: Figura S5, S6). Por último, la segunda gran división del segundo agrupamiento (**2.2**) se compuso de 12 UT, predominantemente marinas.

En el módulo 2, que comprende el Río Uruguay y la zona estuarina interna, se identificaron dos agrupamientos principales y un total de 25 UT desembarcadas, con clara predominancia de UT de agua dulce (12 de las 13 desembarcadas en todo el país) (Figura 9B). El primer agrupamiento (**1**), con 12 UT, mostró una clara predominancia de especies de agua dulce (9 especies). Este agrupamiento presentó dos subdivisiones, siendo la primera (**1.1**) donde se concentró el 90% de los desembarques del módulo. El sábalo (67%), la boga, el patí y el bagre conformaron el 88% de las capturas (Material Suplementario: Figura S5, S6). El segundo agrupamiento (**2**) agrupó 13 UT y mostró una distribución más amplia entre categorías, siendo las marinas las más representadas (Figura 9B). Se evidenció una división entre una identidad marcadamente fluvial (agrupamiento 1) y otra más estuarina (agrupamiento 2), encontrándose desembarques de especies estuarinas y marinas únicamente en los puertos de Arroyo Cufré, Arazatí y Kiyú.

Por último, el módulo 3, que abarca los embalses del Río Negro y la Laguna Merín, presentó dos agrupamientos sobre un total de 10 especies desembarcadas, todas de agua dulce. En este caso, la división de los agrupamientos no estuvo dada por la categoría ecológica, sino por la



proporción de especies capturadas. El agrupamiento 1 concentró el 95% de los desembarques, siendo la tararira (65%), el bagre (22%) y la vieja de agua (8%) las especies más representativas (Material Suplementario: Figura S5, S6).



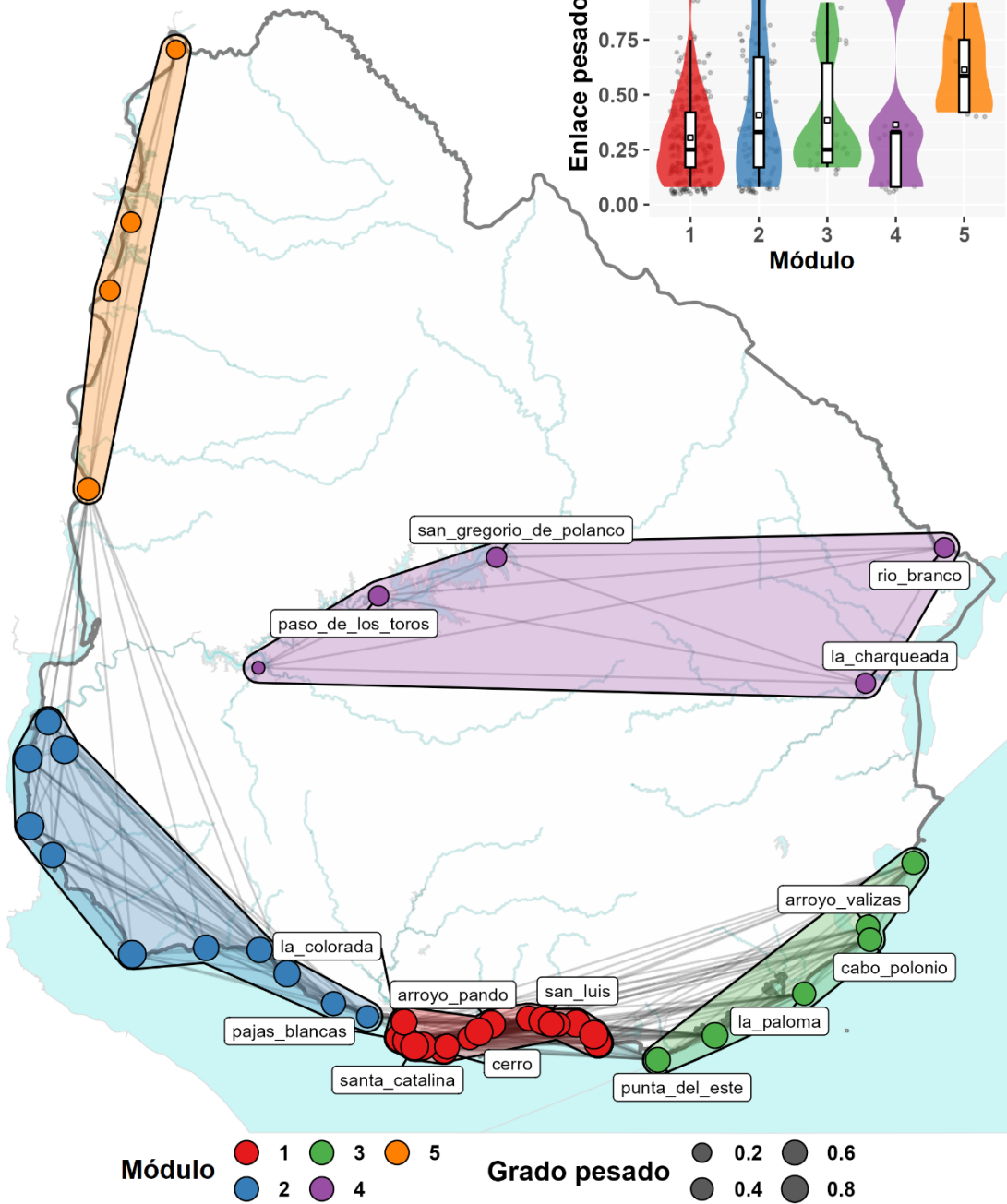
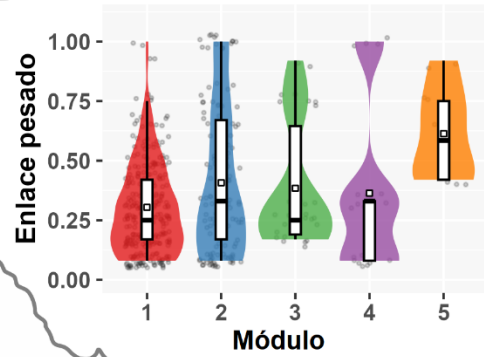
**Figura 9.** Análisis jerárquico aglomerativo de las unidades taxonómicas correspondientes a los módulos estimados para la red de consenso del sistema ecológico generado mediante el método de Ward. **A** – Módulo 1, **B** – Módulo 2 y **C** – Módulo 3. Se destacan los agrupamientos para cada módulo y las UT según categoría ecológica: marino, estuarino, agua dulce, diádromo. Se destaca con (\*) al pejerrey, dado que se entiende que bajo ese nombre de registro existen especies tanto de agua dulce como estuarinas, haciendo que este ítem quede sin clasificación.

### 5.3 Sistema social-ecológico

#### ***Acoplamiento social-ecológico y congruencia temporal***

La red de consenso del SSE (44 nodos, 390 enlaces) presentó una estructura significativamente más modular que la esperada por azar ( $Q = 0,507$ ;  $p < 0,001$ ), identificándose cuatro módulos espacialmente explícitos: 1 – Zona estuarina externa, 2 – litoral sur del Río Uruguay y Zona estuarina interna, 3 – Zona Oceánica, 4 – embalses del Río Negro y Laguna Merín, y 5 – litoral norte del Río Uruguay (Figura 10A). El tamaño de los módulos osciló entre cuatro (módulo 5) y 18 puertos (módulo 1) (Figura 10A, Material Suplementario: Tabla S9). Se evidenciaron cambios temporales en el número y composición de los módulos, observándose un mejor acoplamiento entre febrero y mayo (rango 8-10 módulos) respecto al resto del año (Material Suplementario: Figura S7). Consecuentemente, la estructura de la red de consenso se mantuvo estable en 4 de los 12 meses (congruencia temporal: mediana = 0.33, IQR = 0.33) (Figura 10B, Material Suplementario: Tabla S9).

La congruencia temporal dentro de la estructura modular varió según el módulo analizado. Se observaron diferencias significativas únicamente en el módulo 5 (litoral norte del Río Uruguay), presentando una mayor congruencia temporal (mediana = 0.58, duración = 7 meses), frente a la estructura general de la red de consenso y los demás módulos (3-4 meses) (Material Suplementario: Tablas S9 y S10). Además, los puertos de Salto y Paysandú mantuvieron una conexión consistente durante 11 meses y, junto con Villa Constitución, permanecieron conectados durante un total de 8 meses (Material Suplementario: Figura S7). Si bien el puerto de Bella Unión presentó conexiones con el resto durante el primer semestre, estuvo aislado en el segundo (Material Suplementario: Figura S7). El módulo 2, que comprende el litoral sur y la zona estuarina interna, exhibió una baja congruencia temporal con alta variabilidad (mediana = 0.33, IQR = 0,50) (Material Suplementario: Tabla S9). Esta variabilidad se relacionó con la existencia de dos subgrupos internos con mayor número de conexiones entre sí. Se observaron diferencias en la congruencia temporal entre los puertos del litoral sur del Río Uruguay (8-12 meses) y los de la zona estuarina interna (6-8 meses) (Material Suplementario: Figura S7).

**A****B**

**Figura 10. A** – Red de consenso del sistema social-ecológico: los nodos representan puertos de desembarque (con tamaños variables que indican el grado pesado) los colores representan los módulos identificados y los enlaces denotan la proporción de meses en que un par de nodos coocurieron en el mismo módulo. **B** – Diagrama de cajas que ilustra la congruencia temporal *en los módulos* de la red ecológica basada en los valores de enlace pesados.

El módulo 4, que comprende los embalses del Río Negro y Laguna Merín, presentó una baja congruencia temporal global acompañada de una alta variabilidad (mediana = 0.33, IQR = 0.50) (Material Suplementario: Tabla S9). Sin embargo, los pares de nodos La Charqueada - Río Branco (Laguna Merín) y San Gregorio de Polanco - Paso de los Toros (embalses del Río Negro) exhibieron una congruencia temporal total (12 meses). En contraste las conexiones entre Laguna Merín y embalses del Río Negro fueron menores (cuatro meses del año). Si bien Andresito presentó conexiones con el resto, las mismas fueron en meses en específicos (Material Suplementario: Figura S7).

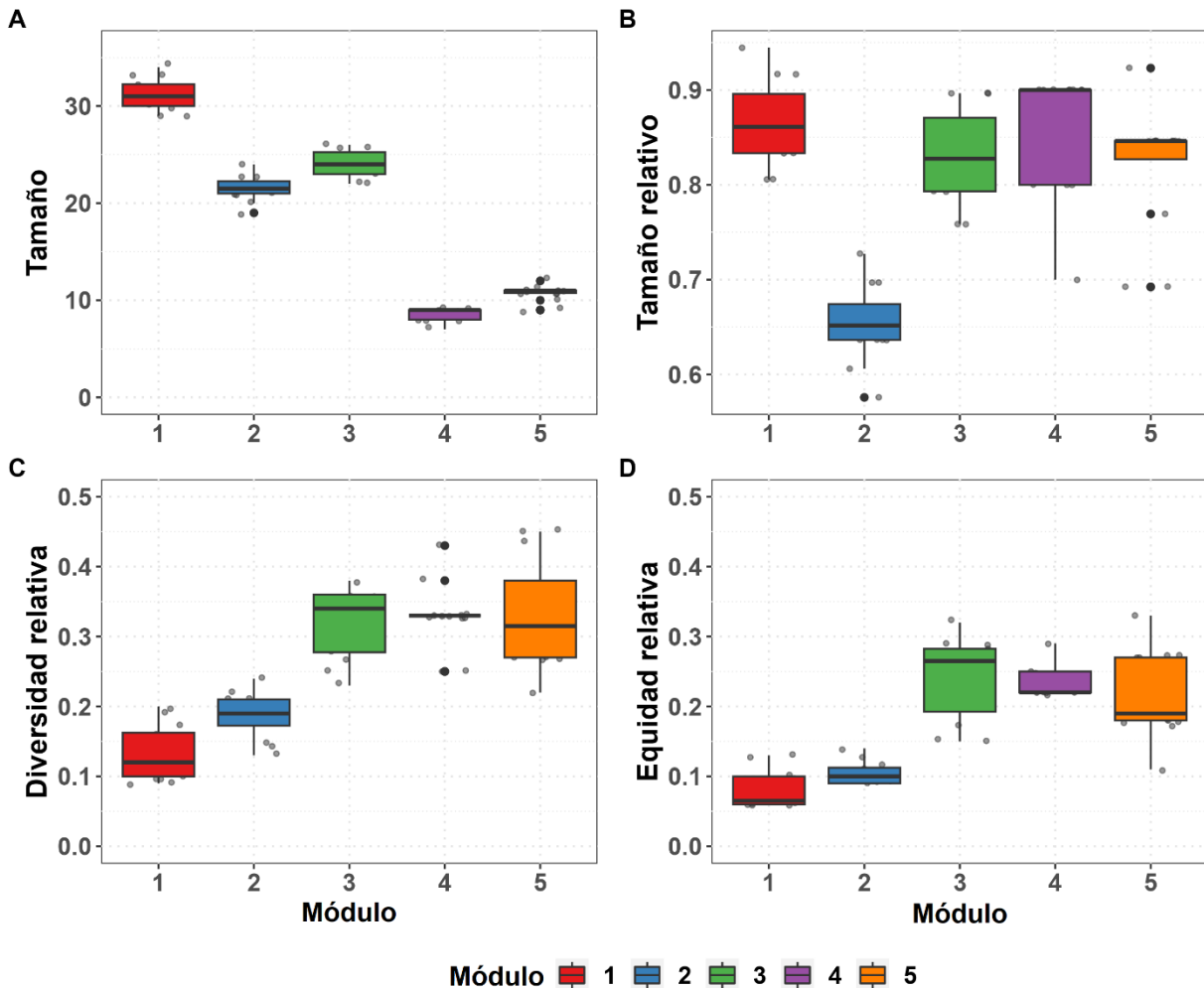
El módulo 1, correspondiente a la zona estuarina externa, presentó baja congruencia temporal y alta variabilidad en sus conexiones (mediana = 0.25) (Material Suplementario: Tabla S9). No obstante, algunos puertos mostraron alta congruencia temporal, permaneciendo conectados entre 8 y 10 meses, como Cerro, La Colorada, Santa Catalina, Pajas Blancas, Arroyo Pando y San Luis. Se observó estabilidad temporal en la conexión entre puertos de la zona oeste y la zona este del módulo (Material Suplementario: Figura S7). Así como el módulo 1, el módulo 3, ubicado en la zona oceánica, registró baja congruencia temporal y alta variabilidad en sus conexiones (mediana = 0.25) (Material Suplementario: Tabla S9). Sin embargo, se identificaron puertos dentro del módulo que mostraron alta congruencia temporal entre sí. Específicamente, los pares de nodos Arroyo Valizas – Cabo Polonio y La Paloma – Punta del Este exhibieron una congruencia temporal de 9 meses, y en conjunto mantuvieron conexiones durante un total de 7 meses (Material Suplementario: Figura S7).

### ***Análisis de porfolios pesqueros***

El tamaño, la diversidad y la equidad de los porfolios pesqueros presentaron diferencias significativas tanto entre los módulos como a lo largo de los diferentes meses del año, al evaluar las siguientes métricas: número total de especies desembarcadas (tamaño de porfolio), proporción de especies desembarcadas por módulo respecto al total (tamaño relativo), proporción de los equivalentes de Hill-Shannon por módulo respecto al total (diversidad relativa) y proporción de los equivalentes de Hill-Simpson por módulo respecto al total (equidad relativa) (Figura 11).

En términos de tamaño de porfolio, el módulo 1 presentó un valor significativamente mayor al resto (mediana = 31.0, IQR = 2.2) (test de Wilcoxon). Los módulos 2 (mediana = 21.0, IQR = 1.2) y 3 (mediana = 24.0, IQR = 2.2) exhibieron valores inferiores al módulo 1, pero

significativamente mayores que los módulos 4 (mediana = 9.0, IQR = 1.0) y 5 (mediana = 11.0, IQR = 0.2) (Figura 11A, Material Suplementario: Tabla S11 – S12). En cuanto al tamaño relativo de porfolio, el módulo 2 presentó un valor significativamente menor al resto (mediana = 0.65, IQR = 0.30). En contraste, el resto de los módulos (1, 3, 4 y 5) presentó medianas de tamaño relativo similares, variando entre 0,82 y 0,90, sin diferencias significativas entre ellos (Figura 11B, Material Suplementario: Tabla S11 – S12).



**Figura 11.** Métricas de porfolio pesquero correspondientes a los módulos estimados para la red de consenso del sistema social-ecológico. Diagramas de caja correspondientes a los valores mensuales acumulados para el período 2000 – 2013. **A** – Tamaño: número total de especies desembarcadas, **B** – Tamaño Relativo: proporción de especies desembarcadas por módulo respecto al total de especies, **C** – Diversidad Relativa: proporción de los equivalentes de Hill-Shannon por módulo respecto al total de especies desembarcadas y **D** – Equidad Relativa: proporción de los equivalentes de Hill-Simpson por módulo respecto al total de especies desembarcadas.

Tanto en términos de diversidad como de equidad relativa, los módulos 1 (diversidad = 0,12, equidad = 0,06) y 2 (diversidad = 0,19, equidad = 0,10) presentaron valores de medianas

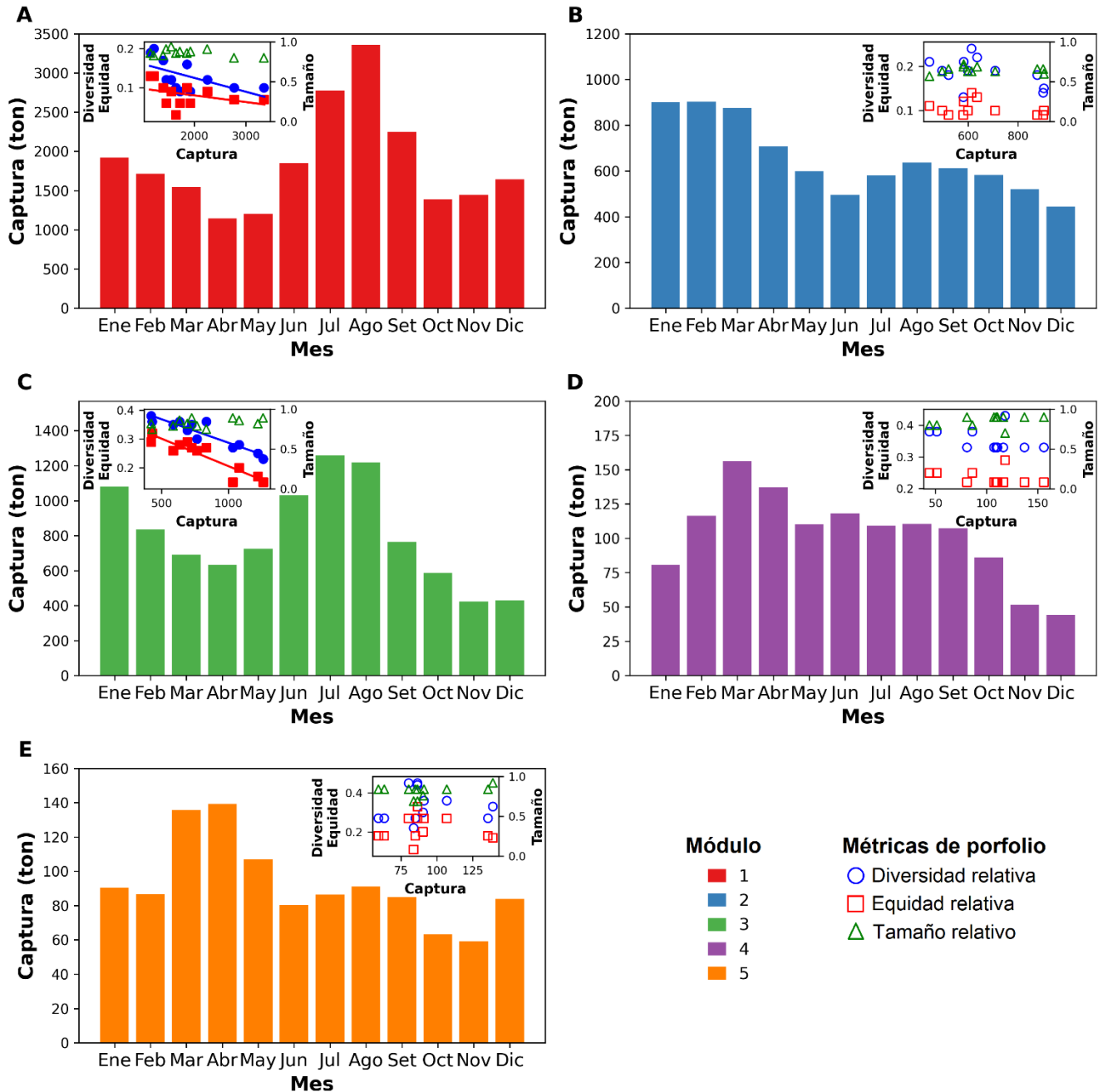
significativamente menores respecto a los módulos 3 (diversidad = 0,34, equidad = 0,26), 4 (diversidad = 0,33, equidad = 0,22) y 5 (diversidad = 0,31, equidad = 0,19). No se encontraron diferencias significativas (test de Wilcoxon) para ambas métricas entre los módulos 3, 4 y 5, ni entre los módulos 1 y 2 (Figuras 11C – D, Material Suplementario: Tabla S11 – S12).

### ***Relación entre métricas de porfolio pesquero y dinámica de las capturas***

En el módulo 1 (zona estuarina externa), se halló una correlación positiva significativa entre la diversidad y la equidad del porfolio pesquero ( $\rho_{Sp} = 0.89$ ) (Material Suplementario: Tabla S13). Durante los periodos de enero-febrero y junio-setiembre, cuando las capturas superaron la mediana anual para el módulo, se encontraron correlaciones negativas significativas con la diversidad ( $\rho_{Sp} = -0.59$ ) y la equidad ( $\rho_{Sp} = -0.57$ ) del porfolio (Figura 13A, Material Suplementario: Tablas S11 – S13). En el módulo 3 (zona oceánica), se estableció una correlación positiva significativa entre la diversidad y la equidad del porfolio pesquero ( $\rho_{Sp} = 0.91$ ). Similar a lo identificado en el Módulo 1, durante los periodos de enero-febrero y junio-setiembre, correspondientes a las épocas donde las capturas excedieron la mediana anual, se documentaron correlaciones negativas significativas con la diversidad ( $\rho_{Sp} = -0.91$ ) y la equidad ( $\rho_{Sp} = -0.92$ ) del porfolio (Figura 13C, Material Suplementario: Tabla S13).

Respecto al módulo 5 (litoral norte del Río Uruguay), se evidenció una correlación positiva significativa entre la diversidad y la equidad del porfolio pesquero ( $\rho_{Sp} = 0.89$ ) (Material Suplementario: Tabla S13). Entre enero y mayo, las capturas estuvieron por encima de la mediana anual, especialmente de marzo a mayo, que fueron los meses con los mayores volúmenes de desembarque (Figura 13E). Para el módulo 2 (litoral sur del Río Uruguay y zona estuarina interna), se detectaron correlaciones positivas significativas entre las métricas de diversidad y equidad del porfolio pesquero ( $\rho_{Sp} = 0.83$ ) (Figura 13B, Material Suplementario: Tabla S13). Los periodos de enero-abril y agosto-setiembre registraron capturas por encima de la mediana anual; sin embargo, las correlaciones negativas entre estas capturas y las métricas de diversidad y equidad del porfolio no resultaron significativas.

Finalmente, en el módulo 4 (embalses del Río Negro y Laguna Merín), se detectaron correlaciones positivas significativas entre la diversidad y la equidad del porfolio ( $\rho_{Sp} = 0.99$ ,  $p < 0.01$ ). Durante el periodo específico de febrero a junio, las capturas mostraron valores superiores a la mediana anual, destacándose marzo y abril como los meses de mayor actividad pesquera (Figura 13D).



**Figura 12.** Relación entre métricas de portfolio pesquero y dinámica de capturas para el periodo 2000–2013 correspondiente a la red de consenso del sistema social-ecológico. Los gráficos principales (**A - E**) exhiben las capturas mensuales acumuladas, mientras que los recuadros internos detallan las correlaciones entre las capturas y las medianas de las métricas de portfolio para cada módulo específico. Se utilizan círculos azules para representar la diversidad relativa, cuadrados rojos para la equidad relativa, y triángulos verdes para el tamaño relativo. Los marcadores rellenos indican correlaciones estadísticamente significativas ( $p < 0.05$ , correlación de Spearman).

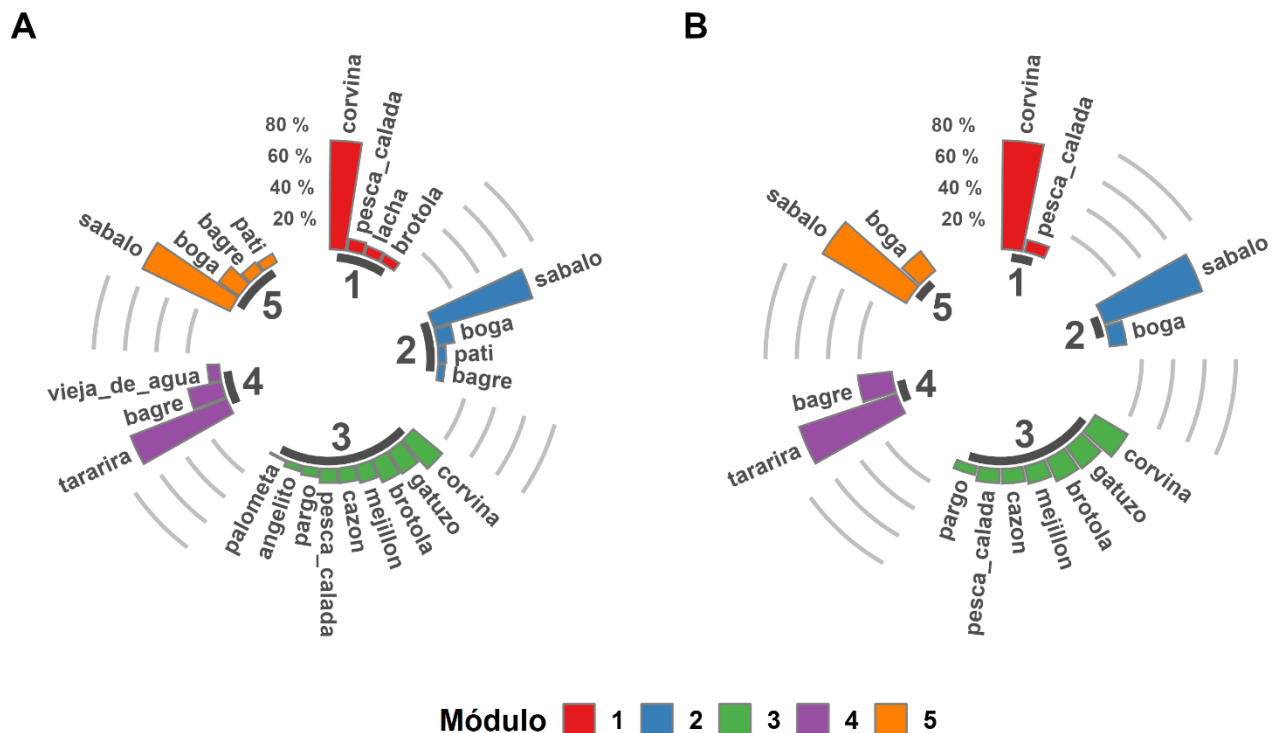
### ***Relación entre la composición de captura y las métricas de porfolio pesquero***

En el análisis de diversidad del módulo 1 (zona estuarina externa), las especies más desembarcadas fueron corvina, pescadilla de calada, lacha y brótola, constituyendo el 89% del total, con un índice de diversidad Hill-Shannon de 4 (Figura 12A). En particular, corvina y pescadilla de calada fueron las especies más dominantes, con un índice Hill-Simpson de 2, siendo la corvina responsable del 69% de la biomasa total (Figura 12B). Temporalmente, se notaron dos periodos de alta actividad pesquera: enero-febrero y junio-setiembre, siendo la corvina la especie más desembarcada, seguida por la pescadilla de calada. En contraste, durante abril-junio, periodo con menores volúmenes de desembarque, aunque la corvina continuó dominando los desembarques, se registraron incrementos en la diversidad y equidad de las capturas (Material Suplementario: Figuras S8, S9)

En el módulo 3 (zona oceánica), las especies más desembarcadas fueron corvina, gatuzo, brótola, mejillón, cazón, pescadilla de calada, pargo, angelito y palometa, con un índice Hill-Shannon de 9, constituyendo el 96% del total (Figura 12A). Corvina, gatuzo, brótola, mejillón, cazón, pescadilla de calada y pargo fueron las más dominantes, con un índice Hill-Simpson de 7, siendo las cuatro primeras responsables del 68% de los desembarques (Figura 12B). Temporalmente, hubo dos picos de alta actividad: enero-febrero y junio-agosto, con diferencias en la composición (Figura 13C). En enero-febrero predominaron brótola y mejillón (51-58% del total), mientras que en junio-agosto, las más capturadas fueron corvina y gatuzo (58-66%) (Material Suplementario: Figuras S8, S9). Al igual que en el módulo 1, los meses con menores capturas estuvieron asociados con mayor diversidad y equidad.

En el módulo 2 (litoral sur del Río Uruguay y zona estuarina interna), las principales especies desembarcadas fueron sábalo, boga, patí y bagre, conformando el 85% del total, con un índice Hill-Shannon de 4 (Figura 12A). Sábalo y boga fueron las dominantes, con un índice Hill-Simpson de 2, siendo el sábalo responsable del 65% de los desembarques (Figura 12B). La dinámica temporal de los desembarques en este módulo indicó dos periodos de alta actividad pesquera: el principal de enero a abril y uno secundario de agosto a setiembre (Figura 13B). En estos periodos, el sábalo fue consistentemente la especie más desembarcada (59-72% de las capturas), pero las acompañantes variaron: boga predominó en enero-abril, mientras que boga y corvina fueron las principales en agosto-setiembre (Material Suplementario: Figuras S8, S9). Contrario a los módulos 1 y 3, en el módulo 2, agosto-setiembre se asoció con los valores más altos de diversidad y equidad.





**Figura 133.** Porcentaje de especies desembarcadas según capturas acumuladas (2000 – 2013) en los módulos de la red de consenso del sistema social-ecológico. **A-** Diversidad de porfolio, especies correspondientes según equivalentes de Hill-Shannon por módulo. **B-** Equidad de porfolio, especies correspondientes según equivalentes de Hill-Simpson por módulo.

El módulo 5 (litoral norte del Río Uruguay) exhibió una composición similar al módulo 2, con sábalo, boga, bagre y patí como las más desembarcadas, con un índice Hill-Shannon de 4, constituyendo el 91% de los desembarques totales en este módulo (Figura 12 A). Sábalo y boga fueron las más dominantes (Hill-Simpson = 2), siendo el sábalo responsable del 62% de la biomasa total (Figura 12B). Temporalmente, la dinámica de los desembarques en el módulo 5 presentó un desfase respecto a la observada en el módulo 2, donde el período de mayores desembarques ocurrió en marzo-mayo (Figura 13E). El sábalo se mantuvo como la especie más desembarcada, representando entre el 55% y el 68% de las capturas totales (Material Suplementario: Figuras S8, S9).

Por último, en el módulo 4 (embalses del Río Negro y Laguna Merín), las principales especies fueron tararira, bagre y vieja del agua, componiendo el 95% de los desembarques, con un índice Hill-Shannon de 3 (Figura 12A). Tararira y bagre fueron las más dominantes (Hill-Simpson = 2), con la tararira aportando el 66% de la biomasa total (Figura 12B). En cuanto a la dinámica temporal de los desembarques, marzo y abril fueron los períodos de mayor

actividad (Figura 13D), con la tararira manteniendo una presencia dominante entre el 65% y el 68% de las capturas (Material Suplementario: Figuras S8, S9).

## **6. Discusión**

### **6.1 Aspectos generales**

Este estudio destaca la importancia de integrar información detallada proveniente de registros de desembarque a lo largo de todo el territorio uruguayo durante un extenso período de tiempo, empleando un análisis basado en redes socio-ecológicas. Las variaciones en la operativa de la flota pesquera se relacionaron con la estructura de los sistemas sociales y ecológicos asociados a las PPE en Uruguay, evidenciando una clara estructura modular tanto en los sistemas sociales como ecológicos, así como en su acoplamiento. El análisis de la compartimentalización espacial y la congruencia temporal de los módulos identificados permitió una mejor comprensión de la estabilidad y variabilidad de las interacciones entre pescadores y recursos pesqueros en diferentes escalas espaciales y temporales. Se observaron diferencias en la dinámica de los módulos asociados a distintas zonas geográficas y pesquerías, reflejando la heterogeneidad y complejidad de los SSE pesqueros.

El estudio de la convergencia espacio-temporal entre los sistemas social y ecológico, junto con la caracterización de la composición del porfolio pesquero y su relación con las capturas, proporcionó información valiosa sobre las interdependencias entre los componentes humanos y naturales de las pesquerías. Estos resultados tienen importantes implicancias para el diseño de unidades de manejo que consideren estas interacciones de manera integral y promuevan la resiliencia y adaptabilidad de las pesquerías frente a cambios ambientales, económicos y sociales. El acoplamiento social-ecológico y su relación con el porfolio pesquero revelaron patrones complejos de interacción entre las estrategias de pesca, las características de la flota y las condiciones ambientales de cada región, influyendo en la diversidad, equidad y dominancia de las especies capturadas. Estos patrones tienen implicaciones para la capacidad de adaptación y la resiliencia de las pesquerías a largo plazo, destacando la necesidad de enfoques adaptativos de manejo que tengan en cuenta las características específicas de cada módulo.

Los resultados de este estudio pueden contribuir a la definición de las zonas de jurisdicción espacial de los CZP y fortalecer la implementación del EEP en Uruguay. Sin embargo, es importante considerar la integración de estos consejos, y buscar una delimitación espacial que

concilie las competencias de las diferentes instituciones involucradas [69]. En resumen, este estudio destaca la importancia de aplicar un enfoque de redes sociales-ecológicas espacialmente explícitas para comprender la complejidad y dinámica de las PPE en Uruguay. Los resultados obtenidos resaltan además la utilidad de este enfoque como herramienta para la identificación de unidades funcionales de manejo pesquero y el desarrollo de estrategias de gestión que promuevan la sostenibilidad y resiliencia de estos sistemas.

## **6.2 Compartimentalización espacial y congruencia temporal de los sistemas sociales y ecológicos**

### ***Sistema Social***

El análisis del sistema social asociado a las PPE en Uruguay reveló una estructura altamente compartimentalizada, compuesta por siete módulos. Estos módulos reflejaron las diferentes áreas de operación de la flota artesanal en el país, con cuatro módulos asociados a cuerpos de agua continentales (Río Uruguay, embalses del Río Negro y cuenca de la laguna Merín) y tres módulos vinculados a sistemas costeros (costa del Río de la Plata y costa oceánica).

Respecto a los módulos de aguas continentales, el módulo 6, correspondiente a la cuenca de la laguna Merín, y el módulo 7, asociado a los embalses del Río Negro, exhibieron una congruencia temporal máxima y constante durante todo el año. Esto sugiere que los puertos de desembarque de La Charqueada y Río Branco en la Laguna Merín, y San Gregorio de Polanco y Paso de los Toros en los embalses del Río Negro mantuvieron una conexión ininterrumpida a lo largo del período de estudio. La conexión constante entre estos puertos a lo largo del año sugiere la existencia de comunidades pesqueras con prácticas de pesca similares y relaciones de colaboración sostenidas a largo plazo [70–72]. Además, la naturaleza de estos ecosistemas, con límites geográficos bien definidos, impone restricciones que limitan la movilidad de la flota pesquera, lo que lleva a que los puertos en estos módulos operen dentro de un ámbito geográfico claramente delimitado. Esta idea se ve reforzada por el hecho de que estos módulos estuvieron compuestos únicamente por puertos con roles ultraperiféricos, es decir presentaron exclusivamente enlaces intramodulares, lo que indica que sus interacciones estuvieron restringidas dentro de cada módulo [58,60]. Por tanto, la alta estabilidad temporal, la estructura de conectividad local y las características topológicas de sus puertos sugieren que estos sistemas operan de manera independiente del resto de la red y de forma cohesiva entre sí.

En relación con los módulos asociados al Río Uruguay, el módulo 5, correspondiente al litoral norte, exhibió una congruencia temporal marcada principalmente por las fuertes y consistentes interacciones entre los puertos de Salto, Paysandú y Villa Constitución (10 meses). Sin embargo, el comportamiento del puerto de Bella Unión fue variable, presentando conexiones con el resto de los integrantes del módulo durante la primera mitad del año, pero sin mostrar conexión alguna en los meses subsiguientes, lo que redujo la congruencia temporal global del módulo (7 meses). Esta desagregación puede explicarse a la interacción de Bella Unión con otros puertos de la zona, los cuales no fueron abarcados por el presente estudio [73]. Además, la existencia de grupos de pescadores permanentes, parciales o zafrales hace que la actividad pesquera no sea realizada de forma permanente durante el año [73], pudiendo explicar esto no solo el desacople de Bella Unión sino la dinámica del módulo en su conjunto. Al igual que los módulos anteriores, el módulo 5 estuvo compuesto únicamente por puertos ultraperiféricos es decir que sus interacciones estuvieron restringidas a otros puertos dentro del módulo. Esta característica pudo deberse, no por estar en un ambiente geográfico delimitado, sino por las limitaciones en la movilidad de la flota pesquera, compuesta principalmente por embarcaciones de pequeño porte y sin motor (botes y canoas) [74,75]. La existencia de prácticas en común por los pescadores, las cuales consisten en realizar campamentos a orillas del Río y trasladarse desde ahí a sus lugares de residencia regularmente durante los períodos de pesca [73,76], impone otra característica típica de la dinámica de los pescadores que permite apoyar los resultados obtenidos.

El módulo 2, correspondiente al litoral sur del Río Uruguay, presentó una mayor congruencia temporal en comparación con el litoral norte (módulo 5), manteniéndose durante 9 meses. Si bien la mayoría de los enlaces de este módulo fueron internos (80%), la totalidad de los enlaces externos fueron dirigidos hacia el módulo 3 (zona estuarina interna), sugiriendo una interacción entre ambas regiones. Esta interacción puede ser explicada por un recambio de la flota pesquera hacia embarcaciones de mayor tamaño, potencia de motor y tecnología aplicada, que sumado a una continuidad geográfica entre el Río Uruguay y el estuario del Río de la Plata, permiten una mayor movilidad de la flota que opera en esta zona [74,75]. Estas características de la flota contrastan con las observadas en el módulo 5, donde las limitaciones en la movilidad de las embarcaciones y las prácticas tradicionales de los pescadores propician la formación de redes pesqueras locales altamente integradas. Sin embargo, a pesar de esta interacción con la zona estuarina, la baja proporción de enlaces externos (20%) sugiere que la dinámica pesquera del módulo 2 está principalmente determinada por interacciones internas. Esto se ve

respaldado por una distribución de nodos con roles topológicos periféricos y ultraperiféricos durante el año, lo que sugiere una conectividad mayormente intramodular [58,60] (Material Suplementario: Figura S2).

En cuanto a los módulos asociados a sistemas costeros, el módulo 3, correspondiente a la zona estuarina interna, exhibió una alta congruencia temporal (10 meses) y una estructura moderadamente interconectada. Es el módulo con la mayor proporción de enlaces externos de los módulos costeros (40%), los cuales están dirigidos en igual medida hacia el módulo 2 (litoral sur del Río Uruguay) a través del puerto de Arazatí y hacia el módulo 1 (zona estuarina externa) mediante el puerto de Santiago Vázquez. Por tanto, presenta una alta congruencia temporal pero también una alta interacción con los módulos adyacentes. Estas interacciones se pueden explicar por la posible similitud de especies objetivo que, sumado a la continuidad geográfica entre el litoral sur del Río Uruguay y el estuario del Río de la Plata, facilita la movilidad de la flota pesquera entre estos módulos en busca del recurso pesquero. Esta similitud de especies objetivo se encuentra relacionada con la dinámica oceanográfica del estuario del Río de la Plata y particularmente sus frentes de salinidad y turbidez, los cuales actúan como barrera para la distribución de especies [77,78]. Este módulo se encuentra ubicado en una zona del estuario donde, en momentos de anomalías positivas en las descargas de sus afluentes (ríos Paraná y Uruguay), presenta condiciones más fluviales, y en caso contrario (anomalías negativas) presenta condiciones más marinas. Entre enero y marzo se da el periodo de mayores capturas del módulo y por tanto de mayor agrupamiento de flota en la zona. Los desembarques presentan dos especies objetivo principales: el sábalo, especie dulceacuícola, y la corvina, especie estuarina. Por tanto, se esperaría que en situaciones de un frente de turbidez más extendido (anomalías positivas) se presente una mayor interacción con el módulo 2 y, en caso contrario (frente más retraído), interacciones en mayor grado con el módulo 1 (zona estuarina externa) [79].

El módulo 1, correspondiente a la zona estuarina externa, presentó la menor congruencia temporal entre los módulos costeros, manteniéndose durante 6 meses. Este módulo se caracterizó por tener el mayor número de puertos (17) y la mayor cantidad de enlaces (98), de los cuales la gran mayoría fueron intramodulares (88%). A su vez, presentó la mayor proporción de capturas, siendo responsable de más del 50% de las capturas totales (Material Suplementario: Figura S6). Los enlaces externos se establecieron principalmente con el módulo 4 (zona oceánica) a través del puerto de Piriápolis y con el módulo 3 (zona estuarina interna)

mediante el puerto de Santiago Vázquez, sugiriendo una movilidad de la flota pesquera entre estas zonas. La interacción entre ambos módulos estuarinos está sujeta a la dinámica del Río de la Plata y al direccionamiento hacia determinadas especies objetivo, como se detalló anteriormente. Además, dado que la proporción de enlaces externos con el módulo 4 fue mayor que con el módulo 3, esto podría indicar una mayor influencia de la zona oceánica en la dinámica pesquera del módulo 1. No obstante, la baja congruencia temporal y la alta proporción de enlaces internos sugieren que las interacciones internas entre los puertos desempeñan un papel importante en la estructura y dinámica del módulo 1, estando relacionadas con variaciones estacionales en la dinámica de la flota [47,50]. Un ejemplo de esto es lo observado por Horta y Defeo [50], donde se evidencia una movilidad de la flota pesquera dentro de la zona estuarina, existiendo un mayor número de flotas en los meses de invierno en el puerto de San Luis (zona estuarina externa) en contraste con los meses de primavera-verano donde se concentran en la zona de Pajas Blancas (zona estuarina interna).

Por último, el módulo 4, asociado a la zona oceánica, mostró una congruencia temporal similar al módulo 3 (9 meses) y una estructura determinada tanto por interacciones internas como por conexiones intermodulares. La congruencia temporal relativamente alta indica que las interacciones en el módulo 4 se mantienen estables durante gran parte del año, lo que podría estar relacionado con una menor variabilidad estacional en las condiciones ambientales que los módulos estuarinos, así como una mayor disponibilidad de recursos pesqueros en la zona oceánica. Sin embargo, similar al módulo 3, el módulo 4 presentó una proporción significativa de enlaces externos (35%), donde la totalidad de los mismos fueron dirigidos hacia el módulo 1, siendo el puerto de Piriápolis el destinatario de la mayoría de dichos enlaces. También, al igual que en el módulo 3, el período de mayor proporción de puertos conectores en el módulo 4 (junio-agosto) fue coincidente con el período de mayores desembarques.

Además de los patrones de congruencia temporal y tipos de enlaces (intra e intermodulares), la dinámica de las métricas de red (roles topológicos, número total de enlaces y modularidad) en los módulos costeros reveló patrones temporales que reflejan la variabilidad en la estructura y conectividad de estos módulos. El número total de enlaces en la red social mostró una correlación positiva y significativa con las capturas, sugiriendo que los períodos de mayor actividad pesquera están asociados con un aumento en la conectividad entre los puertos. Por otro lado, la modularidad de la red social de consenso mostró fluctuaciones mensuales y una correlación negativa con el número total de enlaces. Durante los períodos de mayor

conectividad (mayor número de enlaces), así como de mayores desembarques, la estructura modular de la red fue menos cohesiva (menores valores de modularidad), lo que podría deberse a una mayor interacción entre puertos de diferentes módulos y a una distribución más homogénea de los enlaces entre ellos, reduciendo la modularidad pero aumentando la centralidad de ciertos nodos. Además, la proporción de nodos conectores se correlacionó positivamente con las capturas y el número total de enlaces, lo que sugiere que periodos de alta actividad fomentan una mayor interconexión en la red. La evolución de las capturas totales presentó dos periodos de alta actividad: uno principal entre julio y setiembre, y otro de menor intensidad entre enero y marzo. Durante el periodo de mayores desembarques de los módulos costeros (julio-setiembre), la distribución espacial de los puertos conectores se extendió a lo largo de toda la costa, mientras que durante el periodo de menor intensidad (enero-marzo), los puertos conectores se concentraron en la zona estuarina interna, donde ocurrieron los mayores desembarques en esa zona [47,50]. Este patrón sugiere que la red de interacciones entre los puertos se vuelve más compleja y abarca una mayor extensión geográfica durante los periodos de mayor actividad pesquera y tiende a concentrarse en periodos específicos.

Dado lo anteriormente mencionado, el análisis del sistema social asociado a las pesquerías artesanales en Uruguay reveló una estructura altamente compartimentalizada. Los módulos de aguas continentales, especialmente aquellos asociados a la cuenca de la laguna Merín y los embalses del Río Negro, exhibieron una alta estabilidad temporal y una estructura de conectividad local (puertos con conexiones únicamente dentro de su modulo), sugiriendo la existencia de comunidades pesqueras cohesivas. Por otro lado, los módulos del Río Uruguay presentaron diferencias en términos de congruencia temporal, enlaces y roles topológicos, reflejando distintas dinámicas pesqueras y sociales en las regiones norte y sur del río. En cuanto a los módulos costeros, se observaron patrones de interacción complejos, influenciados por la dinámica oceanográfica del estuario del Río de la Plata y la distribución de las especies objetivo. El módulo correspondiente a la zona estuarina interna mostró una alta congruencia temporal y una importante interacción con los módulos adyacentes, mientras que el módulo de la zona estuarina externa presentó la menor congruencia temporal y una mayor influencia de la zona oceánica. El módulo asociado a la zona oceánica exhibió una alta estabilidad temporal y una estructura determinada tanto por interacciones internas como por conexiones intermodulares. Además, la dinámica de las métricas de red en los módulos costeros reveló patrones temporales que reflejan la variabilidad en la estructura y conectividad de estos módulos.

## ***Sistema Ecológico***

La red de consenso del sistema ecológico (Figura 8A) reveló una estructura significativamente modular, conformada por tres módulos: el módulo 1, que abarca la zona estuarina externa y oceánica; el módulo 2, que comprende el Río Uruguay y la zona estuarina interna; y el módulo 3, que incluye los embalses del Río Negro junto a la Laguna Merín. Esta compartimentalización reflejó las diferentes áreas de distribución de los recursos pesqueros explotados por las PPE de Uruguay, y su relación con las características ambientales de cada región.

El módulo 1, que abarca la zona estuarina externa y la zona oceánica, presentó la menor congruencia temporal y la mayor variabilidad en su estructura a lo largo del año (Figura 8B), en comparación con los otros módulos. Fue, a su vez, el módulo que presentó el mayor número de especies desembarcadas. Su alta variabilidad en la composición también se evidenció en la desagregación de este módulo durante el año. Esta dinámica podría estar relacionada con la variabilidad asociada a la confluencia de las aguas provenientes de la cuenca del estuario del Río de la Plata y las provenientes del océano Atlántico. Estas conforman un frente de salinidad y turbidez, el cual actúa como un estructurador del ensamblaje de especies costeras, actuando como un límite en la distribución de las mismas [77,78]. La posición de este frente estará sujeta a fluctuaciones – a distintas escalas temporales – de la descarga de agua dulce de los afluentes de la cuenca del estuario, las condiciones oceanográficas, así como la dirección e intensidad de los vientos [79–81]. La ubicación de este frente es determinante en la distribución de los recursos pesqueros a lo largo de la costa y, por tanto, de su accesibilidad por parte de la flota pesquera de pequeña escala.

Los patrones de variabilidad interanual en la estructura del módulo se relacionaron con la dinámica de las especies desembarcadas a lo largo del año. La desagregación de los puertos de la zona oceánica (Arroyo Valizas, Cabo Polonio y Punta del Diablo) estuvo relacionada con un aumento en los desembarques de condriictios, particularmente de gatuzo, cazón y angelito. Estas especies son más comunes en aguas oceánicas, y su alta proporción en los desembarques de estos puertos sugiere una mayor influencia de las condiciones marinas en su actividad pesquera [82–84]. Sin embargo, la corvina y la pescadilla de calada, especies con una distribución más amplia en el estuario y la zona costera, también tuvieron una participación importante en la composición de capturas de estos puertos, lo que explica por qué no conformaron un módulo completamente separado. Por otro lado, se observaron dos agrupamientos de puertos dentro del módulo en la zona estuarina. Los puertos con mayores



desembarques (San Luis, La Paloma, Pajas Blancas, Piriápolis, Punta del Este y Santiago Vázquez) permanecieron en un mismo agrupamiento 11 meses del año, presentando mayor estabilidad (i.e. menor variabilidad) en la composición de sus capturas. Las especies que presentaron mayor estabilidad en los desembarques fueron la corvina, la pescadilla de calada y la brótola. Por otro lado, los puertos con menores desembarques y una mayor variabilidad en sus capturas y presentaron una mayor dinámica en sus conexiones.

Estos distintos agrupamientos temporales internos podrían ser explicados por diferencias en la capacidad de acceso a ciertos recursos por parte de la flota que opera en estos puertos. Es decir, los puertos con mayores desembarques tienden a presentar una composición de flotas de mayor porte y con un mayor rango operativo, lo cual permitiría no solo una mayor capacidad de captura, sino también una mejor posibilidad de direccionamiento del esfuerzo hacia determinadas especies [47,85,86]. Esta capacidad de direccionamiento les brinda una mayor estabilidad en la composición de sus capturas a lo largo del año. En contraste, los puertos con menores desembarques presentarían una composición de flota de menor porte y rango operativo, haciendo que presenten una menor capacidad de direccionamiento y, por tanto, una mayor variabilidad en la composición de sus capturas, dada mayormente por la dinámica en la distribución de las especies en relación con las condiciones ambientales. Los puertos con menores desembarques, que típicamente cuentan con embarcaciones más pequeñas y de menor autonomía, están más sujetos a la variabilidad en la distribución local de los recursos pesqueros y las condiciones ambientales, lo que determina una mayor variabilidad en la composición de sus capturas [47,85,86]. El análisis de agrupamiento de la composición de las capturas presentó concordancia con lo mencionado anteriormente. El agrupamiento que concentró la mayor parte de la biomasa desembarcada presentó una división interna, con un subgrupo conformado por las especies capturadas por los puertos de mayor desembarque y el agrupamiento oceánico, y otro subgrupo con una distribución más equilibrada entre las categorías ecológicas. Esto refuerza la existencia de dos estrategias de pesca dentro del módulo: una dirigida principalmente a especies marinas y otra que aprovecha una mayor diversidad de recursos, incluyendo especies estuarinas y dulceacuícolas.

El módulo 2, que comprende el Río Uruguay y la zona estuarina interna, exhibió una congruencia temporal muy alta (Figura 2B), con una alta proporción de enlaces intramodulares. Presentó una composición de puertos casi invariable durante todo el año, siendo únicamente el puerto de Kiyú quien se desacopló del módulo, presentando el resto de

los puertos una conexión estable en todo el año. Esta estabilidad en la estructura del módulo sugiere una baja variabilidad en la composición de las capturas, así como una direccionalidad hacia determinadas especies de captura, la cual es compartida por gran parte de los puertos del módulo. Las características hidrográficas del Río Uruguay, como el régimen de caudales y la variabilidad estacional de la temperatura y la turbidez, influyen en la distribución y abundancia de las especies de agua dulce [74,75]. Por otro lado, la dinámica del estuario del Río de la Plata, con la presencia de un frente de salinidad y turbidez, condiciona la presencia de especies estuarinas y marinas en la zona estuarina interna [77]. Estas condiciones ambientales heterogéneas contribuyen a la diversidad de especies capturadas en el módulo.

En el agrupamiento de las especies desembarcadas se identificó un total de 25 especies con una clara predominancia de especies de agua dulce. Sin embargo, se evidenciaron dos agrupamientos con una clara división entre una identidad marcadamente fluvial y otra más estuarina, con desembarques de especies dulceacuícolas, estuarinas y marinas. Esta división sugiere que la composición de la captura estuvo marcada tanto por las características hidrográficas del Río Uruguay como por la dinámica del estuario del Río de la Plata [78]. No obstante, la marcada direccionalidad del esfuerzo hacia el sábalo y la boga como especies objetivo, fue un comportamiento estructurador de la estabilidad del módulo, siendo estas especies las mayormente desembarcadas en casi la totalidad de los puertos de dicho módulo durante todo el año. Sin embargo, la proporción de las demás especies capturadas generó una diferencia en los desembarques dentro del módulo. Los puertos del Río Uruguay presentaron el 90% de sus capturas distribuidas en tres especies (sábalo, boga y bagre), mientras que los puertos de la zona estuarina interna lo hicieron en cinco especies (sábalo, boga, carpa, patí y dorado), evidenciándose una mayor diversidad de captura en la zona estuarina, pero con una marcada influencia fluvial en la composición de especies. La presencia de estas especies durante todo el año podría contribuir a la estabilidad temporal observada en la composición de las capturas [74,75,87]. Sumado a estas especies dulceacuícolas, también ocurrieron desembarques de mochuelo, un siluriforme diádromo con migraciones reproductivas río arriba en primavera desde aguas oceánicas [88]. Durante esta época, el mochuelo es objeto de captura en el litoral sur del Río Uruguay y la zona más interna del estuario, lo que introduce una variabilidad estacional en la composición de las capturas.

Si bien la zona estuarina interna está fuertemente influenciada por la descarga de los ríos Paraná y Uruguay, también presenta una marcada relación con la dinámica del frente de

salinidad y turbidez del estuario del Río de la Plata [79–81]. Esto se evidenció en la presencia de especies marinas y estuarinas únicamente en los desembarques de los puertos de Arroyo Cufre, Arazatí y Kiyú. Particularmente el puerto de Kiyú presentó una composición de especies dispar con el resto del módulo, siendo la corvina, el sábalo y la lacha las especies mayormente desembarcadas. Cabe resaltar que este puerto presentó una captura de sábalo sostenida en el año, y el desacoplamiento del módulo puede explicarse por un aumento de capturas de corvina entre los meses de agosto y diciembre.

El módulo 3, que abarca los embalses del Río Negro y la Laguna Merín, exhibió una congruencia temporal máxima, manteniendo una estructura constante durante todo el año. La estabilidad entre los puertos fue constante durante todo el año, aunque existieron diferencias en la composición de los desembarques.

La composición de los desembarques en el módulo 3 estuvo dominada por especies de agua dulce, reflejando las características ecológicas de los embalses y lagunas. Estos sistemas se caracterizan por presentar menor velocidad de corriente y una mayor estabilidad de sus aguas en comparación con sistemas lóticos, como los ríos. Estas condiciones favorecen la presencia de especies con preferencias por ambientes de aguas quietas o con poca corriente, como la tararira y la vieja del agua, especies de agua dulce ampliamente distribuidas en la cuenca del Río Negro [89]. Aunque en el cauce principal del Río Negro se esperaría la presencia de especies como sábalo, dorado y boga, la construcción de represas habría restringido el desplazamiento de estas especies desde el Río Uruguay, resultando en la ausencia de poblaciones significativas en los tramos medio y superior del Río [61]. Estas discontinuidades en el paisaje habrían disminuido la diversidad de los recursos río arriba y dirigido las capturas hacia las especies más abundantes: tararira, bagre y vieja de agua [71,90].

El análisis de agrupamiento de las especies desembarcadas en el módulo 3 reveló dos agrupamientos principales, con una división basada en la proporción de especies capturadas. En concordancia con lo mencionado por Díaz (2020) [71], el agrupamiento que concentró el 95% de los desembarques de todo el módulo estuvo dominado por la tararira, el bagre y la vieja del agua. No obstante, se observaron diferencias en las proporciones de las especies capturadas entre las dos regiones que componen el módulo: los embalses del Río Negro y la Laguna Merín. La Laguna Merín mostró una mayor pesca de tararira y bagre, siendo estos recursos más del 90% de su captura. También presentó capturas de sábalo, pero en proporciones menores en comparación con el resto de las especies. En los embalses del Río

Negro, se observó una diferencia entre los puertos de San Gregorio de Polanco y Paso de los Toros respecto al puerto de Andresito. En los primeros, la tararira fue la especie más desembarcada, mientras que el bagre y la vieja del agua representaron cerca de un tercio de las capturas. En contraste, Andresito presentó una mayor captura tararira y vieja del agua en proporciones similares, siendo éstas cerca del 90% de las capturas y relegando las capturas de bagre a menores proporciones. Andresito también registró capturas de sábalo y dorado, pero en proporciones muy inferiores respecto al resto de las especies. Estas proporciones de captura en Andresito son consistentes con un diagnóstico del estado de los recursos pesqueros del embalse de Palmar realizado por Ares et al. (2008).

En suma, el análisis del sistema ecológico reveló una estructura modular definida por tres compartimientos, relacionados con las características ambientales de cada región, abarcando al Río Uruguay y la zona estuarina interna, la zona estuarina externa y oceánica e incluyendo los embalses del Río Negro y la Laguna Merín. El módulo 1 presentó la menor congruencia temporal y la mayor variabilidad en su estructura, influenciada por la dinámica oceanográfica y la posición del frente de salinidad y turbidez. Este frente, afectado por factores como la descarga de agua dulce y las condiciones oceánicas, fue clave en la estructuración del ensamblaje de especies y su accesibilidad para la flota pesquera. Dentro de esta variabilidad, se resaltó la importancia de las estrategias de pesca y se evidenciaron patrones en el direccionamiento de la captura de ciertas especies. El módulo 2 exhibió una alta congruencia temporal y una baja variabilidad en la composición de las capturas, indicando una direccionalidad hacia especies objetivo específicas las cuales fueron coincidentes en casi la totalidad de los puertos. Las características hidrográficas del Río Uruguay y la dinámica del estuario del Río de la Plata influyeron en la distribución y abundancia de las especies de agua dulce, estuarinas y marinas. La presencia de especies residentes y migratorias, como el sábalo, la boga y el mochuelo, contribuyó a la estabilidad temporal y la dinámica estacional de las capturas. El módulo 3 mostró una alta congruencia temporal y una composición dominada por especies de agua dulce, reflejando las características ecológicas de los embalses y lagunas. La construcción de represas restringió el desplazamiento de algunas especies desde el Río Uruguay, reduciendo la diversidad de recursos y dirigiendo las capturas hacia especies determinadas como la tararira, el bagre y la vieja del agua.

### ***Comparativa entre los sistemas social y ecológico***

Tanto el sistema social como el ecológico presentaron una estructura modular definida por comunidades espacialmente explícitas, relacionadas con las características geográficas y ambientales de cada región. Se identificaron módulos asociados a las aguas continentales (Río Uruguay, embalses del Río Negro y Laguna Merín) y a las zonas costeras (estuario del Río de la Plata y océano Atlántico).

Si bien los módulos en cada sistema reflejan diferentes aspectos de las PPE (i.e., la dinámica de la flota pesquera en el sistema social y la distribución de los recursos pesqueros en el sistema ecológico), se observó un solapamiento espacial entre algunos módulos de ambos sistemas, indicando que las decisiones de los pescadores están influenciadas por la distribución y abundancia de los recursos pesqueros, y viceversa. Por ejemplo, los módulos asociados al Río Uruguay y la zona estuarina interna en el sistema social presentaron una correspondencia espacial con el módulo que abarca estas mismas regiones en el sistema ecológico. Esta superposición indica que la dinámica de la flota pesquera en estas áreas está estrechamente relacionada con la composición y distribución de las especies capturadas. De manera similar, los módulos costeros (i.e., zona estuarina externa y océano Atlántico) mostraron un solapamiento entre los sistemas social y ecológico, lo que sugiere una estrecha interacción entre las estrategias de pesca y la distribución de los recursos pesqueros en estas regiones [42,69].

Sin embargo, también se observaron diferencias en la modularidad y el número de módulos entre los sistemas. La mayor modularidad observada en el sistema social sugiere que la dinámica de la flota pesquera y los métiers utilizados tienen una influencia significativa en la estructura de este sistema. Los pescadores tienden a operar en zonas específicas y a utilizar artes de pesca adaptadas a las características de cada región, lo que resulta en una mayor compartimentalización del sistema social. Estas zonas operativas pueden estar determinadas por factores como la distancia a los puertos, las condiciones oceanográficas, la abundancia de recursos pesqueros y las regulaciones pesqueras vigentes. Como resultado, la mayor conexión entre los puertos de desembarque dentro de cada módulo del sistema social refleja la similitud en las prácticas pesqueras y las interacciones entre los pescadores. Por otro lado, la menor modularidad y el mayor número de conexiones observadas en el sistema ecológico pueden atribuirse a la diversidad de especies capturadas por las PPE y a la distribución espacial de estos recursos. Muchas de las especies capturadas tienen rangos de distribución amplios, que

abarcan diferentes hábitats y zonas geográficas, y pueden mostrar patrones de movimiento estacionales o migratorios, lo que contribuye a la conectividad entre diferentes áreas.

Estas diferencias en la modularidad y conectividad de los sistemas social y ecológico tienen implicaciones importantes para su capacidad de hacer frente a perturbaciones y cambios. Por ejemplo, una alta modularidad podría indicar un sistema social altamente cohesionado, ya que los pescadores tienden a tener prácticas pesqueras similares, compartir conocimientos y colaborar entre sí. Esta cohesión podría también actuar como un amortiguador ante perturbaciones en el sistema ecológico, ya que los pescadores pueden compartir información sobre cambios en la abundancia o distribución de las especies y adaptar sus estrategias de pesca en consecuencia [91,92]. Por ejemplo, si una especie objetivo disminuye en abundancia localmente, los pescadores de un módulo cohesionado podrían compartir información sobre otras especies alternativas o áreas de pesca más productivas, lo que les permitiría mantener sus medios de vida a pesar de dicha disminución en abundancia. Además, los módulos sociales cohesionados pueden tener una mayor capacidad para auto-organizarse y desarrollar estrategias de manejo adaptativo a nivel local. Los pescadores pueden establecer acuerdos informales o formales para regular el esfuerzo pesquero, proteger hábitats críticos o implementar vedas temporales, lo que podría ayudar a amortiguar los impactos de las perturbaciones ecológicas y promover la recuperación de las poblaciones de peces.

La alta conectividad del sistema ecológico, evidenciada por la similitud en la composición de las capturas entre puertos, sugiere que las perturbaciones en una parte del sistema pueden propagarse rápidamente a otras áreas. Por ejemplo, si una especie clave disminuye drásticamente en abundancia debido a factores como la sobrepesca, el cambio climático o la degradación del hábitat, esta perturbación podría afectar a múltiples módulos sociales que dependen de dicha especie, incluso si están geográficamente distantes. En este escenario, la alta conectividad del sistema ecológico podría amplificar los impactos de las perturbaciones. Los módulos sociales podrían enfrentar simultáneamente desafíos similares, lo que dificultaría la adaptación y la congruencia escalar. Además, si los pescadores de diferentes módulos compiten por los mismos recursos, la propagación de perturbaciones podría exacerbar los conflictos y socavar la capacidad de los módulos para responder de manera efectiva.

La congruencia temporal entre los sistemas social y ecológico puede proporcionar información valiosa sobre la resiliencia y adaptabilidad de las PPE. Una alta congruencia temporal en los módulos sociales podría indicar una mayor estabilidad en las prácticas pesqueras, lo que

sugiere que los pescadores tienen estrategias de pesca bien establecidas y redes sociales sólidas. Esta estabilidad podría contribuir a la resiliencia de las comunidades pesqueras, ya que les permite mantener sus medios de vida y hacer frente a perturbaciones a corto plazo. Por otro lado, una baja congruencia temporal y escalar en el sistema ecológico podría indicar una mayor variabilidad en la composición de las capturas y la necesidad de una mayor flexibilidad por parte de los pescadores para adaptarse a estos cambios.

Es importante tener en cuenta que estos escenarios no son mutuamente excluyentes y que la respuesta de los sistemas social y ecológico a las perturbaciones dependerá de la naturaleza, intensidad, magnitud y recurrencia de la perturbación, así como de las características específicas de cada módulo. Por tanto, un análisis del acoplamiento social-ecológico permitiría identificar los mecanismos que influyen en la resiliencia y la capacidad de adaptación de las PPE, y a diseñar estrategias de manejo que tengan en cuenta las fortalezas y vulnerabilidades de los sistemas social y ecológico.

### **6.3 Acoplamiento social-ecológico y su relación con porfolio pesquero**

En los módulos de aguas continentales, se observaron diferencias en el acoplamiento social-ecológico entre los embalses del Río Negro y la Laguna Merín. A pesar de que estas regiones conformaron un único módulo en el sistema ecológico debido a la similitud en la composición de las capturas, en el sistema social se dividieron en módulos diferentes. Además, el puerto de Andresito, ubicado en los embalses del Río Negro, presentó un acoplamiento esporádico con el resto de los puertos del módulo. Estas diferencias en el acoplamiento sugieren que, aunque las comunidades pesqueras en estas regiones enfrentan desafíos ecológicos similares, las dinámicas sociales y las estrategias de pesca pueden variar. La falta de conexiones entre los módulos sociales indica que no comparten una dinámica de flota pesquera común, lo que podría tener implicaciones para la gestión y la resiliencia de estas pesquerías.

En el acoplamiento social-ecológico (Figura 10A) se evidenció la conformación de un único módulo para ambas regiones (módulo 4), el cual presentó un bajo ajuste y una alta variabilidad. A pesar de esta variabilidad global, se observó la presencia de agrupamientos internos con distintas dinámicas de acoplamiento. Los puertos de La Charqueada y Río Branco en la Laguna Merín, y San Gregorio de Polanco y Paso de los Toros en los embalses del Río Negro, mostraron un ajuste social-ecológico total a lo largo del año. Por otro lado, las conexiones entre estas regiones fueron menores, ocurriendo únicamente durante cuatro

meses. A su vez, el puerto de Andresito presentó una dinámica de acoplamiento esporádica con el resto de los puertos del módulo, permaneciendo desacoplado la mayor parte del año.

Las métricas de porfolio pesquero evidenciaron que la diversidad (especies mayormente desembarcadas) estuvo centrada en los desembarques de la tararira, el bagre y la vieja del agua, los cuales concentraron casi la totalidad de las capturas del módulo. La tararira fue el recurso que dominó los desembarques, representando dos tercios de la biomasa total desembarcada. No obstante, se observaron diferencias en las proporciones de las especies capturadas entre las dos regiones que componen el módulo. La Laguna Merín mostró una direccionalidad de las capturas hacia la tararira y el bagre, mientras que en los embalses del Río Negro se observó una diferencia entre los puertos de San Gregorio de Polanco y Paso de los Toros respecto al puerto de Andresito. En los primeros, la tararira fue la especie más desembarcada, mientras que el bagre y la vieja del agua representaron cerca de un tercio de las capturas. En contraste, Andresito presentó una direccionalidad de las capturas hacia la tararira y la vieja del agua en proporciones similares, relegando las capturas de bagre a menores proporciones.

La clara direccionalidad de la captura hacia la tararira sugiere una fuerte dependencia de las comunidades pesqueras en este recurso. La preferencia por la tararira puede estar relacionada con su abundancia, su valor comercial y su importancia cultural en las comunidades locales. No obstante, esta alta dependencia también puede representar un riesgo para la resiliencia de las comunidades pesqueras si las poblaciones de tararira experimentan una disminución significativa. Los embalses y lagunas son sistemas particularmente vulnerables a los impactos de las actividades humanas y a las fluctuaciones naturales en las condiciones ambientales. En el caso de los embalses del Río Negro, la direccionalidad hacia la pesca de tararira se puede explicar, en parte, a la fragmentación del hábitat ocasionado por la construcción de represas, las cuales actúan como barreras en su desplazamiento impidiendo las migraciones con fines alimenticios o reproductivos [61]. Particularmente, el Río Negro presenta tres represas, las cuales no presentan mecanismos de transporte de peces, causando las extinciones locales de las poblaciones de sábalo, bogas y patí aguas arriba de la represa del Palmar [71,89].

En relación con los módulos asociados al Río Uruguay y la zona estuarina interna, se observó que el módulo 2 del sistema ecológico, el cual comprendió todo el Río Uruguay y la parte más interna de la zona estuarina, abarcó espacialmente a tres módulos del sistema social: litoral norte del Río Uruguay, litoral sur y zona estuarina interna. Como resultado del acoplamiento



en esta región, se evidenció la conformación de dos módulos, uno correspondiente al litoral norte del Río Uruguay y otro al litoral sur y la zona estuarina interna, observándose cierto desajuste en el acoplamiento entre ambos módulos.

El módulo 5, correspondiente al litoral norte del Río Uruguay, exhibió un acoplamiento social-ecológico con un mayor ajuste en comparación con los otros módulos. Este fuerte acoplamiento se evidenció en la consistencia entre la dinámica de la flota, que operó únicamente dentro del módulo, y la composición de las capturas, caracterizada por un alto direccionamiento hacia especies objetivo como el sábalo y la boga. La dominancia del sábalo en la composición de las capturas del módulo 5 refleja un fuerte acoplamiento entre la dinámica de la flota pesquera y la abundancia de esta especie. Esta dependencia puede aumentar la vulnerabilidad de las comunidades pesqueras a cambios en la disponibilidad del recurso. Sin embargo, la presencia de otras especies importantes en las capturas, como la boga, el bagre y el patí, indica cierto grado de diversificación en la actividad pesquera, lo que puede contribuir a la resiliencia de las comunidades frente a fluctuaciones en la disponibilidad del sábalo.

El análisis de las métricas de porfolio pesquero evidenció que este módulo, junto con el módulo correspondiente a los embalses del Río Negro y la Laguna Merín, presentó la menor riqueza de especies desembarcadas (tamaño de porfolio). Sin embargo, mostró una diversidad y equidad relativa significativamente mayor en comparación con el módulo correspondiente al litoral sur y la zona estuarina interna. Esto sugiere que, a pesar de la dominancia del sábalo, las comunidades pesqueras en esta región aprovechan un conjunto más amplio de especies. Esta diversificación puede ser crucial en la capacidad adaptativa de las comunidades pesqueras, ya que les permite redireccionar el esfuerzo hacia otros recursos disponibles ante cambios en la abundancia del sábalo.

La dinámica temporal de las capturas en el módulo 5 evidenció un pico de actividad pesquera de marzo a mayo, con el sábalo representando entre el 55% y el 68% de las capturas totales durante este período. Esta estacionalidad en la actividad pesquera puede estar relacionada con los patrones migratorios de las especies objetivo, así como con las condiciones ambientales y la accesibilidad a los recursos pesqueros durante estos meses. Si bien la similitud en la composición de las capturas con el módulo 2 (litoral sur del Río Uruguay) sugeriría una conectividad ecológica entre estas regiones relacionada con el comportamiento migratorio de las principales especies desembarcadas (sábalo, boga, patí, dorado), la fragmentación de hábitat ocasionada por la represa de Salto Grande impide dicha migración entre ambas

secciones del río [61]. Esta discontinuidad en el paisaje redunda en una menor estabilidad y resiliencia de las pesquerías en el módulo 5, al no permitir el intercambio de individuos y ser posiblemente la causa de la separación de la población de sábalo y boga en dos stocks, uno aguas arriba de la represa y otro aguas abajo. El litoral norte es particularmente más vulnerable, debido a la imposibilidad de recolonización por parte del stock sur en caso de perturbaciones o degradación de hábitats aguas arriba [90,93].

En el módulo 2, que abarca el litoral sur del Río Uruguay y la zona estuarina interna, el acoplamiento social-ecológico se caracterizó por la direccionalidad del esfuerzo pesquero hacia especies objetivo comunes. A pesar de esta similitud en la composición de las capturas, la baja congruencia temporal y la alta variabilidad observadas en este módulo sugieren la existencia de diferentes estrategias de pesca y una adaptación a las condiciones ambientales variables en esta región. El acoplamiento social-ecológico en el módulo 2 se caracterizó por una fuerte influencia de las condiciones ambientales del Río Uruguay en la dinámica pesquera, lo que se reflejó en la dominancia de especies de agua dulce, como el sábalo y la boga, en la composición de las capturas.

Las métricas de porfolio pesquero mostraron una diversidad y equidad relativa significativamente menor en comparación con los módulos 3, 4 y 5. Esto indica que, a pesar de la presencia de otras especies en las capturas, como el patí y el bagre, los desembarques se concentran principalmente en el sábalo y la boga. Esta dependencia de pocas especies objetivo puede aumentar la vulnerabilidad de las comunidades pesqueras a cambios en la abundancia de estos recursos. La dinámica temporal de las capturas reveló dos períodos de alta actividad pesquera (mayores desembarques): uno principal de enero a abril y otro secundario de agosto a setiembre. Durante estos períodos, el sábalo fue consistentemente la especie más desembarcada, representando entre el 60% y el 70% de las capturas. Sin embargo, se observaron diferencias en las especies acompañantes, con la boga siendo más importante en enero-abril y la corvina teniendo una mayor presencia en agosto-setiembre. Estas diferencias en la composición de las capturas estarían relacionadas con la dinámica en la descarga de agua dulce por parte de los ríos Paraná y Uruguay y la posición del frente de salinidad y turbidez en el estuario del Río de la Plata [79–81]. Esto se vio reflejado en el bajo valor del tamaño relativo del porfolio pesquero (proporción de especies desembarcadas respecto a la riqueza total). Si bien existe una direccionalidad hacia los desembarques de especies de agua dulce, se observaron dos grandes agrupamientos en las capturas: uno caracterizado por

especies de agua dulce y otro con una composición variada en categorías ecológicas, típica de un ambiente estuarino.

Este módulo presentó un menor ajuste en su acoplamiento respecto al litoral norte, el cual puede ser explicado por la existencia de agrupamientos internos con relación a la dinámica de su flota. Los puertos ubicados en el litoral sur presentaron una mayor interacción entre sí respecto a los ubicados en la zona interna del estuario, lo cual es consistente con las membresías de estos puertos en el sistema social. Por tanto, las distintas interacciones internas dentro del módulo sugieren una dinámica de la flota pesquera entre el litoral sur del Río Uruguay y la zona estuarina interna, posiblemente relacionada con la disponibilidad de diferentes recursos pesqueros y la adaptación a las condiciones ambientales variables en estas áreas.

Con respecto a los módulos costeros ubicados en la zona estuarina externa y la zona oceánica, se observó que en el sistema ecológico conformaron un único módulo. Sin embargo, se evidenció una dinámica interna donde los puertos de la zona oceánica presentaron una mayor interacción entre sí en relación con los ubicados en la zona estuarina. Esto fue coincidente con la estructura del sistema social, donde los puertos de la zona estuarina y los puertos de la zona oceánica conformaron módulos independientes. La interacción entre ambos sistemas evidenció un acoplamiento social-ecológico en el cual se observaron dos módulos, uno correspondiente a la zona estuarina interna y otro a la zona oceánica. Este ajuste estuvo dado, principalmente, por la dinámica de la flota pesquera más allá de la similitud en la composición de sus desembarques.

En el módulo 1, correspondiente a la zona estuarina externa, el acoplamiento entre los sistemas social y ecológico fue débil, lo que se reflejó en una alta variabilidad tanto en las estrategias de pesca como en la composición de las capturas. Esta dinámica se caracterizó por una dependencia de especies objetivo dominantes durante los períodos de mayor actividad pesquera, lo que sugiere una adaptación de las comunidades pesqueras a los cambios en la distribución y abundancia de los recursos pesqueros y a las condiciones ambientales variables. Sin embargo, esta variabilidad también sugiere una mayor vulnerabilidad a fluctuaciones en la disponibilidad de estas especies, indicando un bajo ajuste en el acoplamiento entre los sistemas involucrados.

El débil acoplamiento social-ecológico en el módulo 1 se evidenció en la baja congruencia temporal y la alta variabilidad en las conexiones entre los puertos. Estas fluctuaciones reflejan la heterogeneidad espacial y temporal de los recursos pesqueros en esta zona, influenciada por la dinámica del frente de salinidad y turbidez en el estuario del Río de la Plata. Estos cambios pueden alterar la distribución y abundancia de las especies objetivo, impactando directamente en la movilidad de la flota pesquera entre diferentes áreas de pesca. En contraposición, existe una notable estabilidad temporal en las conexiones entre un grupo de puertos de la zona oeste (Pajas Blancas, Cerro, La Colorada y Santa Catalina) y la zona este del módulo (San Luis y Arroyo Pando). Este patrón, destacado por Horta & Defeo [50], refleja un direccionamiento estratégico del esfuerzo pesquero hacia ciertas especies objetivo en determinados meses del año, lo que fomenta una movilidad recurrente de la flota entre estos puertos de desembarque.

El análisis de las métricas de porfolio pesquero en el módulo 1 reveló patrones que pueden estar relacionados con la dinámica del acoplamiento social-ecológico en esta zona. A pesar de presentar la mayor riqueza de especies entre todos los módulos, este módulo mostró una baja diversidad y equidad relativa en las capturas. Esto sugiere que, si bien las comunidades pesqueras tienen acceso a una amplia variedad de recursos pesqueros, la biomasa desembarcada se concentra en unas pocas especies dominantes. A su vez, la relación entre las métricas de porfolio y la dinámica de capturas evidenció una disminución en la diversidad y equidad del porfolio pesquero durante los períodos de mayor actividad pesquera, cuando las capturas superan la mediana anual. Esto indica que, en los momentos de mayor intensidad de pesca, las comunidades pesqueras tienden a concentrar sus esfuerzos en las especies objetivo más abundantes y rentables, lo que resulta en una menor diversidad y equidad en las capturas [94,95]. Por otro lado, durante los períodos de menor actividad pesquera, se observó una mayor diversificación de las capturas. Esta diversificación puede ser una estrategia de las comunidades pesqueras para hacer frente a la menor disponibilidad de las especies objetivo y a las condiciones ambientales variables. La capacidad de las comunidades para adaptar sus estrategias de pesca y aprovechar una gama más amplia de recursos puede contribuir a la resiliencia del SSE en esta zona.

El acoplamiento social-ecológico en el módulo 1 estuvo marcado por la dominancia de especies como la corvina y la pescadilla de calada en la composición de las capturas. La direccionalidad del esfuerzo pesquero hacia estos recursos durante los períodos de mayor actividad refleja la adaptación de las estrategias de pesca a su disponibilidad y valor comercial. Sin embargo, la

dependencia de pocas especies dominantes también puede aumentar la vulnerabilidad del SSE a cambios en la disponibilidad de estos recursos. Las fluctuaciones en la abundancia de estas especies, ya sea por factores ambientales o por la presión pesquera, pueden impactar significativamente en la estabilidad económica de las comunidades pesqueras [96]. Adicionalmente, factores socioeconómicos y culturales como las tradiciones pesqueras locales y la demanda del mercado pueden contribuir a la direccionalidad del esfuerzo pesquero y a la dependencia de recursos específicos, interactuando con los factores ecológicos y ambientales para dar forma a la dinámica del acoplamiento social-ecológico en esta zona [97].

El módulo 3, correspondiente a la zona oceánica, exhibió un acoplamiento social-ecológico débil caracterizado por una baja congruencia temporal y una alta variabilidad en las conexiones entre los puertos. A pesar de esta variabilidad global, se identificaron agrupamientos internos con una alta congruencia temporal entre sí, como los puertos de Arroyo Valizas, Cabo Polonio y Punta del Diablo, así como los puertos de La Paloma y Punta del Este, que mantuvieron una conexión estable durante 9 meses y, en conjunto, permanecieron acoplados durante un total de 7 meses. Estos patrones sugieren la existencia de estrategias de pesca más consistentes entre sí y una mayor estabilidad en la composición de las capturas en ciertas áreas dentro del módulo. Los patrones observados son consistentes con lo evidenciado por Silveira y colaboradores donde diferencian a un grupo Este y Oeste dentro de la zona oceánica [84].

El análisis de las métricas de porfolio pesquero en el módulo 3 reveló una alta diversidad y equidad relativa en las capturas, indicando que las comunidades pesqueras en esta región recurren a una mayor diversidad de especies. Esta diversidad puede ser el resultado de una estrategia de pesca más diversificada por parte de las comunidades pesqueras, que no se limita a la captura de unas pocas especies objetivo, sino que se adapta a la disponibilidad de diferentes recursos. A su vez, puede estar relacionada con una composición de flotas de mayor porte y con un mayor rango operativo, lo cual permitiría no solo una mayor capacidad de captura, sino también una mejor posibilidad de redireccionamiento del esfuerzo hacia diferentes recursos.

Las especies mayormente desembarcadas en este módulo fueron la corvina, el gatuzo, la brótola, el mejillón, el cazón, la pescadilla de calada, el pargo, el angelito y la palometa, que en conjunto representaron más del 90% de los desembarques. Esta diversidad de Hill-Shannon sugiere que las comunidades pesqueras del módulo 3 aprovechan una riqueza de especies

relativamente alta en comparación con otros módulos. Por otro lado, el valor del índice de Hill-Simpson de 7 sugiere cierta equidad en la direccionalidad de las capturas para las especies más dominantes (corvina, gatuza, brótola, mejillón, cazón, pescadilla de calada y pargo).

La relación entre las métricas de porfolio y la dinámica de capturas en el módulo 3 evidenció diferencias importantes en la composición de las capturas entre los periodos de mayores desembarques. Durante enero-febrero, las especies dominantes fueron la brótola y el mejillón, siendo el puerto de Punta del Este junto con La Paloma los que presentaron los mayores desembarques. En cambio, durante junio-agosto, la corvina y el gatuza fueron las especies más capturadas, siendo Punta del Este, La Paloma y José Ignacio donde ocurrieron los mayores desembarques de corvina, y La Paloma, Arroyo Valizas y Punta del Diablo donde el gatuza fue mayormente desembarcado. Estos cambios en la composición de las capturas sugieren una adaptación de las estrategias de pesca a la variabilidad estacional en la distribución y abundancia de los recursos pesqueros en la zona oceánica. Similar a la zona estuarina, esta direccionalidad del esfuerzo en los periodos de mayor captura se reflejó en una disminución en la diversidad y equidad del porfolio pesquero. En contraste, durante los periodos de menor actividad pesquera, se observó una mayor diversificación de las capturas.

Por otro lado, la alta diversidad y equidad relativa en las capturas del módulo 3 puede tener implicaciones importantes en la capacidad adaptativa de las comunidades pesqueras en esta región. La capacidad de aprovechar una amplia gama de especies puede ayudar a amortiguar los impactos de las fluctuaciones en la abundancia de especies individuales, permitiendo a las comunidades pesqueras adaptarse y mantener su actividad económica. Esta flexibilidad en las estrategias de pesca puede ser especialmente valiosa en un contexto de cambio ambiental y variabilidad en las condiciones oceanográficas que caracterizan a la zona oceánica, como puede ser un calentamiento de las aguas [98,99]. Sin embargo, es importante tener en cuenta la interacción con la zona estuarina externa, sugiriendo una posible influencia de la dinámica estuarina en la actividad pesquera de la zona oceánica. Las conexiones entre estos módulos pueden reflejar la movilidad de la flota pesquera y la búsqueda de recursos pesqueros en diferentes zonas, en función de su disponibilidad y accesibilidad. Esto resalta la importancia de considerar las interdependencias espaciales y ecológicas entre las diferentes zonas de pesca en la gestión de las pesquerías artesanales.

En resumen, el análisis del acoplamiento social-ecológico y su relación con el porfolio pesquero contribuye a comprender la compleja interacción entre los componentes sociales y ecológicos

de las pesquerías artesanales en Uruguay. La estructura y dinámica de los módulos acoplados reflejan las estrategias de pesca, las características de la flota y las condiciones ambientales de cada región, lo que a su vez influye en la diversidad, equidad y dominancia de las especies capturadas. Pudiendo tener implicaciones importantes para la resiliencia y la capacidad de adaptación de las pesquerías a largo plazo, destacando la necesidad de enfoques de manejo adaptativo que tengan en cuenta las características específicas de cada módulo.

Por ejemplo, en módulos con un acoplamiento fuerte y estable, como el litoral norte del Río Uruguay, la coherencia entre las estrategias de pesca y la composición de las capturas puede indicar una mayor resiliencia a corto plazo, ya que las comunidades pesqueras están bien adaptadas a las condiciones ecológicas locales. Sin embargo, esta estrecha dependencia de recursos específicos también podría limitar la capacidad de adaptación a cambios a largo plazo, como variaciones en la abundancia de las especies objetivo debido al cambio climático o la degradación del hábitat. Por otro lado, en módulos con un acoplamiento más débil y variable, como la zona estuarina externa, la diversidad de estrategias de pesca y la flexibilidad en la composición de las capturas podrían indicar una mayor capacidad de adaptación a cambios en el sistema ecológico. Las comunidades pesqueras en estos módulos pueden ser más resilientes a largo plazo, ya que son capaces de ajustar sus prácticas pesqueras en respuesta a variaciones en la distribución y abundancia de los recursos. Sin embargo, esta variabilidad también podría implicar una menor estabilidad a corto plazo y una mayor vulnerabilidad a perturbaciones repentinas.

#### **6.4 Aportes para el manejo de la pesquería de pequeña escala en Uruguay**

La identificación de módulos espacialmente explícitos en los sistemas social y ecológico de las pesquerías artesanales en Uruguay, mediante el análisis de redes socio-ecológicas, representa un avance significativo hacia la definición de unidades funcionales de manejo pesquero que integren las dimensiones humanas y ecológicas, en línea con los principios del EEP [24,32,33]. Estos módulos, que reflejan patrones de interacción entre pescadores y recursos pesqueros, así como la heterogeneidad y complejidad de los sistemas, proporcionan una base sólida para el diseño de estrategias de manejo adaptadas a las realidades locales [34,35].

El presente estudio identificó diferentes módulos en los sistemas social y ecológico, cada uno con características distintivas. En el sistema social, se identificaron módulos asociados a pesquerías de aguas continentales (Río Negro y cuenca de Laguna Merín), del Río Uruguay, Río

de la Plata y Océano Atlántico, cada uno con diferentes tipos de embarcaciones, artes de pesca y comunidades pesqueras [47]. En el sistema ecológico se identificaron módulos relacionados con especies de agua dulce, estuarinas y marinas, reflejando la diversidad de hábitats y recursos pesqueros del país. La identificación de estos módulos permite una mejor comprensión de las escalas espaciales relevantes para el manejo pesquero, evitando la discordancia entre las escalas de gestión y las escalas ecológicas y sociales [22,23]. Además, al considerar las interacciones entre pescadores y recursos dentro de cada módulo, las medidas de manejo pueden ser más específicas y efectivas, reconociendo la existencia de diferentes comunidades pesqueras, prácticas de pesca y relaciones con los recursos en cada región [3,4].

La consideración de la congruencia temporal de las estructuras modulares es fundamental para comprender la estabilidad y variabilidad de las interacciones entre pescadores y recursos pesqueros, lo cual es esencial para el diseño de medidas adaptativas de manejo [28,40]. El análisis de congruencia temporal realizado en este estudio reveló patrones interesantes en la dinámica temporal de los módulos identificados. Por ejemplo, en el Río Uruguay se observó una alta congruencia temporal a lo largo del año, sugiriendo una mayor estabilidad en las interacciones entre pescadores y recursos en esta región, posiblemente relacionada con la presencia de comunidades pesqueras tradicionales que han desarrollado prácticas de pesca adaptadas a los ciclos hidrológicos y biológicos del río [73,76]. En contraste, menor congruencia temporal observada en el Río de la Plata y Océano Atlántico, con cambios significativos en la estructura de los módulos entre las estaciones del año, podría deberse a la mayor variabilidad ambiental y oceanográfica de estas regiones, así como a la diversidad de especies y prácticas pesqueras [50]. La consideración de la congruencia temporal permite identificar las escalas temporales más relevantes para el manejo pesquero en cada módulo, desde el fortalecimiento de las prácticas tradicionales en las pesquerías más estables, hasta el desarrollo de medidas flexibles y adaptativas en las pesquerías más dinámicas [27,41].

Estas diferencias en los patrones de acoplamiento social y ecológico tienen implicaciones importantes para el diseño de unidades de manejo pesquero [27,31]. Por ejemplo, en las zonas con un fuerte acoplamiento, como el Río Negro, cuenca de Laguna Merín, y Río Uruguay, las unidades de manejo deberían considerar la cuenca fluvial como un sistema integrado, con medidas de gestión que aborden tanto la dinámica de las poblaciones de peces como las prácticas de pesca de las comunidades locales [51]. En contraste, en las zonas con un



acoplamiento más débil, como la costa del Río de la Plata y el Océano Atlántico, las unidades de manejo deberían ser más flexibles y adaptativas, con una mayor atención a las dinámicas locales y a las interacciones específicas entre los pescadores y los recursos en cada subárea [6,30].

La caracterización de la composición del porfolio pesquero, y su relación con las capturas en cada módulo social-ecológico, es fundamental para comprender la dependencia de las comunidades pesqueras a determinados recursos, así como la diversidad y variabilidad de las estrategias de pesca utilizadas en las distintas zonas geográficas [4,6]. Los resultados revelaron una alta direccionalidad del esfuerzo pesquero hacia tres recursos en relación a las distintas zonas geográficas: el sábalo para la zona del Río Uruguay, la corvina para el Río de la Plata y zona oceánica, y la tararira para el Río Negro y la cuenca de la Laguna Merín. Dada esta alta dominancia del porfolio pesquero, son necesarias medidas de manejo dirigidas a fomentar la diversificación de las estrategias de pesca y la composición de las capturas, con el fin de promover la resiliencia y adaptabilidad de las pesquerías frente a cambios ambientales, económicos y sociales [2,46]. Además, el análisis de la relación entre la composición del porfolio pesquero y las capturas a lo largo del tiempo puede ayudar a identificar posibles indicadores de cambios en el estado de los recursos o en las estrategias de pesca, permitiendo ajustar las medidas de manejo de manera oportuna y prevenir el colapso social-ecológico de las pesquerías [94,95].

Los resultados obtenidos en este estudio pueden contribuir a la operacionalización tanto de los CLP como los CZP establecidos por la Ley de Pesca y Acuicultura Responsable (N° 19.175). Los módulos identificados representan posibles unidades de manejo que reflejan la complejidad y heterogeneidad de las PPE uruguayas, y su uso permitiría una mejor representación de los diversos actores y realidades pesqueras presentes en cada región [10]. Sin embargo, es importante considerar la composición de estos consejos, que incluyen representantes de las comunidades pesqueras, DINARA, gobiernos locales y la Prefectura Nacional Naval, a efectos de buscar una delimitación parsimoniosa que concilie las jurisdicciones de las diferentes instituciones involucradas. En este sentido, una estrategia de delimitación que busque minimizar el número de actores por zona, mientras mantiene una representación equilibrada, podría ofrecer ventajas significativas. Este enfoque no solo promovería una mayor eficiencia en la toma de decisiones al reducir la complejidad de las interacciones, sino que también facilitaría la implementación de políticas y la coordinación entre las partes interesadas. Además, al

alinear las jurisdicciones de los CZP con las estructuras administrativas existentes, se podría lograr una gestión más integrada y coherente de los recursos pesqueros. Este proceso de delimitación requerirá de un diálogo y una negociación entre los diversos actores, donde los resultados de este estudio pueden servir como una base técnica y un insumo a considerar, pero deberán ser complementados con otros criterios y consideraciones, como la viabilidad operativa, la aceptación social y la coherencia con otras políticas y regulaciones relevantes [9,42,69].

La incorporación de una perspectiva de redes socio-ecológicas en la gestión de las pesquerías artesanales en Uruguay tiene el potencial de fortalecer la implementación del EEP en el país [20,33]. Esta perspectiva permite una mejor comprensión de las interdependencias y retroalimentaciones entre los componentes sociales y ecológicos de las pesquerías, lo que es fundamental para el diseño de medidas de manejo que promuevan la resiliencia y sostenibilidad de estos sistemas [23,45]. Por ejemplo, la identificación de módulos funcionales en la zona costera del Río de la Plata y el Océano Atlántico podría servir de base para el diseño de áreas marinas protegidas que consideren tanto la conservación de la biodiversidad como el bienestar de las comunidades pesqueras [48,49]. Asimismo, el análisis de la dinámica temporal de las redes de interacciones en la zona del Río Uruguay podría informar el diseño de medidas de manejo adaptativas que respondan a los cambios estacionales en la abundancia y distribución de las especies clave, como el sábalo y la boga [10,50]. Además, el EEP promueve la participación activa de los pescadores y otros actores clave en la generación de conocimiento y la gestión de los recursos pesqueros [9,51], lo cual resulta clave en el contexto dinámico de los SSE descrito en este trabajo.

Para la aplicación efectiva de un enfoque de manejo basado en unidades funcionales derivadas del análisis de redes socio-ecológicas, es fundamental el fortalecimiento de las capacidades institucionales y de gobernanza [42,43]. Esto requiere el desarrollo de mecanismos de coordinación, participación y aprendizaje adaptativo que permitan la articulación de las diferentes instituciones y actores involucrados en la gestión de estos sistemas complejos [40,41]. En primer lugar, es necesario fortalecer las capacidades técnicas y operativas de la institución responsable de la gestión pesquera, la DINARA, para lo cual se requiere de un compromiso político y social de largo plazo, que reconozca el valor estratégico de estos sistemas pesqueros para la seguridad alimentaria, el empleo, la identidad cultural y el bienestar de las comunidades costeras de Uruguay. Este compromiso debe reflejarse en la asignación de

recursos adecuados y sostenidos para la investigación, el monitoreo, el control y la vigilancia de las pesquerías artesanales, así como para el desarrollo de infraestructura y servicios que mejoren la calidad de vida de los pescadores y sus familias.

Otro aspecto clave para la aplicación efectiva de este enfoque de manejo es el fortalecimiento de las capacidades de participación y gobernanza de las comunidades pesqueras artesanales [44]. Esto implica, por un lado, reconocer y valorar los conocimientos, prácticas y derechos consuetudinarios de estas comunidades en relación con el uso y manejo de los recursos pesqueros [11,12]; y por otro, desarrollar y fortalecer las organizaciones y liderazgos locales, así como los espacios y mecanismos de participación en la toma de decisiones sobre el manejo de las pesquerías [51]. En este sentido, los CZP constituyen un espacio clave para el fortalecimiento de la gobernanza participativa de las pesquerías artesanales en Uruguay [10]. Sin embargo, para que estos consejos sean efectivos, es necesario asegurar que su conformación y funcionamiento sean representativos, inclusivos y legitimados por los actores locales, así como definir criterios claros y legítimos para la delimitación de sus zonas de jurisdicción [42,43].

Finalmente, es fundamental desarrollar mecanismos de aprendizaje y adaptación continua, que permitan evaluar y ajustar las medidas de manejo en función de los cambios en los sistemas social-ecológicos pesqueros y los resultados obtenidos [14,15]. Esto implica, por ejemplo, establecer sistemas de monitoreo y evaluación participativos, que involucren tanto a científicos, pescadores locales y la DINARA en la recolección y análisis de datos sobre el estado de los recursos pesqueros, la efectividad de las medidas de manejo y los impactos socio-económicos de la actividad pesquera [16,17]. Además, es necesario promover una cultura de aprendizaje y experimentación en la gestión pesquera, que permita probar diferentes enfoques y medidas de manejo, aprender de los errores y adaptar las estrategias en función de los resultados obtenidos [18,19].

## **7. Conclusiones**

El presente estudio demuestra la utilidad de aplicar un enfoque de redes socio-ecológicas para analizar la complejidad y dinámica de las pesquerías artesanales en Uruguay. A través de la integración de datos detallados de desembarques pesqueros durante un periodo de 14 años, se pudo caracterizar la estructura y funcionamiento de los sistemas sociales y ecológicos asociados a estas pesquerías, así como su acoplamiento en distintas escalas espaciales y

temporales. Los resultados revelan la existencia de una marcada compartimentalización en ambos sistemas, con módulos espacialmente explícitos que reflejan diferentes comunidades pesqueras, áreas de pesca, flotas y recursos explotados. Estos módulos exhiben distintos niveles de estabilidad temporal y conectividad entre sí, lo que sugiere la presencia de dinámicas socio-ecológicas específicas en cada región. Además, el análisis del acoplamiento entre los sistemas social y ecológico permitió identificar patrones complejos de interacción entre las estrategias de pesca, las características de la flota y las condiciones ambientales, que a su vez influyen en la diversidad y abundancia de las especies capturadas.

Estos hallazgos tienen implicaciones importantes para el manejo de las pesquerías artesanales en Uruguay. Por un lado, los módulos identificados representan posibles unidades funcionales de manejo que podrían ser utilizadas para delimitar las áreas de jurisdicción de los CZP creados por la nueva Ley de Pesca. Esto permitiría un manejo más adaptado a las realidades locales, que tenga en cuenta las especificidades sociales y ecológicas de cada región. Por otro lado, el análisis del acoplamiento social-ecológico y su relación con la composición del porfolio pesquero brinda información valiosa para el diseño de estrategias de manejo que promuevan la resiliencia y sostenibilidad de estas pesquerías. Por ejemplo, se podrían implementar medidas para diversificar las capturas y reducir la dependencia de recursos específicos, fortalecer la capacidad adaptativa de las comunidades pesqueras, o establecer áreas marinas protegidas que consideren tanto objetivos de conservación como de bienestar humano. En conclusión, este trabajo demuestra el gran potencial del enfoque de redes socio-ecológicas para mejorar nuestra comprensión y capacidad de gestión de las pesquerías artesanales, así como para avanzar hacia una conservación y uso sostenible de los recursos marinos y el bienestar de las comunidades costeras. Se espera que estos resultados contribuyan a la implementación efectiva de la nueva normativa pesquera en Uruguay y sirvan de insumo para el desarrollo de políticas públicas que promuevan la sostenibilidad y resiliencia de estos sistemas a largo plazo.

## Referencias

- [1] FAO, Duke University, WorldFish, Illuminating Hidden Harvests - The contributions of small-scale fisheries to sustainable development, FAO; Duke University; WorldFish ;, Roma, 2023.  
<https://doi.org/10.4060/cc4576en>.
- [2] R.I. Arthur, D.J. Skerrett, A. Schuhbauer, N. Ebrahim, R.M. Friend, U.R. Sumaila, Small-scale fisheries and local food systems: Transformations, threats and opportunities, *Fish and Fisheries* 23 (2022) 109–124.  
<https://doi.org/10.1111/faf.12602>.
- [3] H. Smith, X. Basurto, Defining Small-Scale Fisheries and Examining the Role of Science in Shaping Perceptions of Who and What Counts: A Systematic Review, *Front Mar Sci* 6 (2019).  
<https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00236>.
- [4] R.E. Short, S. Gelcich, D.C. Little, F. Micheli, E.H. Allison, X. Basurto, B. Belton, C. Brugere, S.R. Bush, L. Cao, B. Crona, P.J. Cohen, O. Defeo, P. Edwards, C.E. Ferguson, N. Franz, C.D. Golden, B.S. Halpern, L. Hazen, C. Hicks, D. Johnson, A.M. Kaminski, S. Mangubhai, R.L. Naylor, M. Reantaso, U.R. Sumaila, S.H. Thilsted, M. Tigchelaar, C.C.C. Wabnitz, W. Zhang, Harnessing the diversity of small-scale actors is key to the future of aquatic food systems, *Nat Food* 2 (2021) 733–741. <https://doi.org/10.1038/s43016-021-00363-0>.
- [5] X. Basurto, N. Franz, D. Mills, J. Viridin, L. Westlund, Improving our knowledge on small-scale fisheries: data needs and methodologies, 2017. <http://www.fao.org/3/a-i8134e.pdf>.
- [6] Y. Marín, S. Horta, J.F. Chocca, O. Defeo, Historical expansion and diversification of Uruguayan fisheries in the Río de la Plata and the Atlantic Ocean: The concept of “métier” and the identification of high-intensity fishing areas, *Ocean Coast Manag* 184 (2020) 104919.  
<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2019.104919>.
- [7] L. Nahuelhual, G. Saavedra, M.A. Mellado, X.V. Vergara, T. Vallejos, A social-ecological trap perspective to explain the emergence and persistence of illegal fishing in small-scale fisheries, *Maritime Studies* 19 (2020) 105–117. <https://doi.org/10.1007/s40152-019-00154-1>.
- [8] C. Pita, S. Villasante, J.J. Pascual-Fernández, Managing small-scale fisheries under data poor scenarios: lessons from around the world, *Mar Policy* 101 (2019) 154–157.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2019.02.008>.
- [9] S. Jentoft, R. Chuenpagdee, N. Franz, G. Implementation, *The Small-Scale Fisheries Guidelines*, Springer International Publishing, Cham, 2017. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-55074-9>.
- [10] I. Gianelli, S. Horta, G. Martínez, A. de la Rosa, O. Defeo, Operationalizing an ecosystem approach to small-scale fisheries in developing countries: The case of Uruguay, *Mar Policy* 95 (2018) 180–188.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.03.020>.
- [11] F. Berkes, C. Folke, *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms for building resilience*. Cambridge University Press, 1998., Cambridge University Press (1998).
- [12] F. Berkes, J. Colding, C. Folke, *Navigating Social-Ecological Systems*, Cambridge University Press, 2001.  
<https://doi.org/10.1017/CBO9780511541957>.

- [13] J. Kittinger, E.M. Finkbeiner, N. Ban, K. Broad, M. Carr, J.E. Cinner, S. Gelcich, M. Cornwell, Z. Koehn, X. Basurto, R. Fujita, M. Caldwell, L. Crowder, Emerging frontiers in social-ecological systems research for sustainability of small-scale fisheries, *Curr Opin Environ Sustain* 5 (2013) 352–357. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.06.008>.
- [14] S.A. Levin, T. Xepapadeas, A.-S. Crépin, J. Norberg, A. de Zeeuw, C. Folke, T.P. Hughes, K. Arrow, S. Barrett, G.C. Daily, P. Ehrlich, N. Kautsky, K.-G. Mäler, S. Polasky, M. Troell, J.R. Vincent, B. Walker, Social-ecological systems as complex adaptive systems: modeling and policy implications, *Environ Dev Econ* 18 (2013) 111–132. <https://doi.org/10.1017/S1355770X12000460>.
- [15] C. Folke, Resilience: The emergence of a perspective for social–ecological systems analyses, *Global Environmental Change* 16 (2006) 253–267. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2006.04.002>.
- [16] M. Schlüter, L.J. Haider, S.J. Lade, E. Lindkvist, R. Martin, K. Orach, N. Wijermans, C. Folke, Capturing emergent phenomena in social-ecological systems, *Ecology and Society* 24 (2019).
- [17] E. Ostrom, A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems, *Science* (1979) 325 (2009) 419–422. <https://doi.org/10.1126/science.1172133>.
- [18] J.S. Sayles, M. Mancilla Garcia, M. Hamilton, S.M. Alexander, J.A. Baggio, A.P. Fischer, K. Ingold, G.R. Meredith, J. Pittman, Social-ecological network analysis for sustainability sciences: a systematic review and innovative research agenda for the future, *Environmental Research Letters* 14 (2019) 093003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab2619>.
- [19] Ö. Bodin, S.M. Alexander, J.A. Baggio, M.L. Barnes, R. Berardo, G.S. Cumming, L.E. Dee, A.P. Fischer, M. Fischer, M. Mancilla Garcia, A.M. Guerrero, J. Hileman, K. Ingold, P. Matous, T.H. Morrison, D. Nohrstedt, J. Pittman, G. Robins, J.S. Sayles, Improving network approaches to the study of complex social–ecological interdependencies, *Nat Sustain* 2 (2019) 551–559. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0308-0>.
- [20] Ö. Bodin, M. Tengö, Disentangling intangible social-ecological systems, *Global Environmental Change* 22 (2012) 430–439. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.01.005>.
- [21] M.R. Felipe-Lucia, A.M. Guerrero, S.M. Alexander, J. Ashander, J.A. Baggio, M.L. Barnes, Ö. Bodin, A. Bonn, M.J. Fortin, R.S. Friedman, J.A. Gephart, K.J. Helmstedt, A.A. Keyes, K. Kroetz, F. Massol, M.J.O. Pocock, J.S. Sayles, R.M. Thompson, S.A. Wood, L.E. Dee, Conceptualizing ecosystem services using social–ecological networks, *Trends Ecol Evol* 37 (2022) 211–222. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2021.11.012>.
- [22] S. Partelow, A review of the social-ecological systems framework: Applications, methods, modifications, and challenges, *Ecology and Society* 23 (2018). <https://doi.org/10.5751/ES-10594-230436>.
- [23] J. Fischer, T.A. Gardner, E.M. Bennett, P. Balvanera, R. Biggs, S.R. Carpenter, T. Daw, C. Folke, R. Hill, T.P. Hughes, T. Luthe, M. Maass, M. Meacham, A. V. Norström, G.D. Peterson, C. Queiroz, R. Seppelt, M. Spierenburg, J. Tenhunen, Advancing sustainability through mainstreaming a social-ecological systems perspective, *Curr Opin Environ Sustain* (2015). <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.002>.
- [24] O. Defeo, M. Vasconcellos, Transición hacia un enfoque ecosistémico de la pesca - Lecciones aprendidas de pesquerías de América del Sur, FAO, Roma, 2020. <https://doi.org/10.4060/cb2229es>.

- [25] L.C. Kluger, P. Gorris, S. Kochalski, M.S. Mueller, G. Romagnoni, Studying human–nature relationships through a network lens: A systematic review, *People and Nature* 2 (2020) 1100–1116. <https://doi.org/10.1002/pan3.10136>.
- [26] M. Egerer, E. Anderson, Social-ecological connectivity to understand ecosystem service provision across networks in urban landscapes, *Land (Basel)* 9 (2020) 1–14. <https://doi.org/10.3390/LAND9120530>.
- [27] G.S. Cumming, *Spatial Resilience in Social-Ecological Systems*, 1st ed., Springer Netherlands, Dordrecht, 2011. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-0307-0>.
- [28] K. Nomura, J.F. Samhour, A.F. Johnson, A. Giron-Nava, J.R. Watson, Fisheries connectivity measures of adaptive capacity in small-scale fisheries, *ICES Journal of Marine Science* 79 (2022) 519–531. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab178>.
- [29] A. Munguia-Vega, J.A. Zepeda-Dominguez, M.F. Perez-Alarcon, I.G. Amador-Castro, S. Fulton, M. Walther, M. Rodriguez-Fuentes, C.M. Fumero-Andreu, J. Torre, Social-ecological networks and connectivity within and between two communities of small-scale fishers in Mexico, *Ecology and Society* 27 (2022). <https://doi.org/10.5751/ES-13055-270124>.
- [30] O.M. Myers, E. Reyier, B. Ahr, G.S. Cook, Striped Mullet Migration Patterns in the Indian River Lagoon: A Network Analysis Approach to Spatial Fisheries Management, *Marine and Coastal Fisheries* 12 (2020) 423–440. <https://doi.org/10.1002/mcf2.10137>.
- [31] B. González-Mon, Ö. Bodin, E. Lindkvist, T.H. Frawley, A. Giron-Nava, X. Basurto, M. Nenadovic, M. Schlüter, Spatial diversification as a mechanism to adapt to environmental changes in small-scale fisheries, *Environ Sci Policy* 116 (2021) 246–257. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.11.006>.
- [32] J.K. Dame, R.R. Christian, Uncertainty and the Use of Network Analysis for Ecosystem-Based Fishery Management, *Fisheries (Bethesda)* 31 (2006) 331–341. [https://doi.org/10.1577/1548-8446\(2006\)31\[331:uatun\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1577/1548-8446(2006)31[331:uatun]2.0.co;2).
- [33] Ö. Bodin, A. Sandström, B. Crona, Collaborative Networks for Effective Ecosystem-Based Management: A Set of Working Hypotheses, *Policy Studies Journal* 45 (2017) 289–314. <https://doi.org/10.1111/psj.12146>.
- [34] A. Marín, F. Berkes, Network approach for understanding small-scale fisheries governance: The case of the Chilean coastal co-management system, *Mar Policy* 34 (2010) 851–858. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2010.01.007>.
- [35] C. Dimitriadis, A.I. Borthagaray, R. Vilela, M. Casadevall, A. Carranza, A network approach to by-catch in a multi-species Mediterranean small-scale fishery, *Fish Res* 173 (2016) 273–281. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.fishres.2015.07.03>.
- [36] A.I. Borthagaray, A. Soutullo, A. Carranza, M. Arim, A modularity-based approach for identifying biodiversity management units, *Revista Chilena de Historia Natural* (2018) 11–15. <https://doi.org/10.1186/s40693-018-0072-y>.
- [37] M. Girvan, M. Newman, Community structure in social and biological networks., *Proc Natl Acad Sci U S A* 99 (2002) 7821–6. <https://doi.org/10.1073/pnas.122653799>.

- [38] A. Lancichinetti, S. Fortunato, Consensus clustering in complex networks, *Sci Rep* 2 (2012). <https://doi.org/10.1038/srep00336>.
- [39] V.D. Blondel, J.L. Guillaume, R. Lambiotte, E. Lefebvre, Fast unfolding of communities in large networks, *Journal of Statistical Mechanics: Theory and Experiment* 2008 (2008). <https://doi.org/10.1088/1742-5468/2008/10/P10008>.
- [40] A.M. Guerrero, Ö. Bodin, R.R.J. McAllister, K.A. Wilson, Achieving social-ecological fit through bottom-up collaborative governance: An empirical investigation, *Ecology and Society* 20 (2015). <https://doi.org/10.5751/ES-08035-200441>.
- [41] J. Pittman, D. Armitage, How does network governance affect social-ecological fit across the land– sea interface? an empirical assessment from the lesser antilles, *Ecology and Society* 22 (2017). <https://doi.org/10.5751/ES-09593-220405>.
- [42] G. Epstein, J. Pittman, S.M. Alexander, S. Berdej, T. Dyck, U. Kreitmair, K.J. Raithwell, S. Villamayor-Tomas, J. Vogt, D. Armitage, Institutional fit and the sustainability of social-ecological systems, *Curr Opin Environ Sustain* 14 (2015) 34–40. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.03.005>.
- [43] M. Cox, Diagnosing Institutional Fit, *Ecology and Society* 17 (2012). <http://www.jstor.org/stable/26269227>.
- [44] J.M. Anderies, M.A. Janssen, E. Ostrom, A Framework to Analyze the Robustness of Social-ecological Systems from an Institutional Perspective, *Ecology and Society* 9 (2004) art18. <https://doi.org/10.5751/ES-00610-090118>.
- [45] M.A. Janssen, J.M. Anderies, T. Elmqvist, R.R.J. McAllister, Toward a Network Perspective of the Study of Resilience in Social-Ecological Systems, *Ecology and Society* 11 (2006). <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art15/>.
- [46] C. Valdez-Rojas, R. Beas-Luna, J. Lorda, J.A. Zepeda-Domínguez, G. Montáño-Moctezuma, A. Medellín-Ortíz, J. Torre, F. Micheli, Using a social-ecological systems perspective to identify context specific actions to build resilience in small scale fisheries in Mexico, *Front Mar Sci* 9 (2022) 1–11. <https://doi.org/10.3389/fmars.2022.904859>.
- [47] O. Defeo, P. Puig, S. Horta, A. De Álava, Coastal fisheries of Uruguay, in: S. Salas, R. Chuenpagdee, A.C. And, J.C. Seijo (Eds.), *Coastal Fisheries of Latin America and the Caribbean*, FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 544. Rome, FAO, 2011: pp. 357–384.
- [48] A. Carranza, O. Defeo, M. Beck, J.C. Castilla, Linking fisheries management and conservation in bioengineering species: The case of South American mussels (Mytilidae), *Rev Fish Biol Fish* (2009). <https://doi.org/10.1007/s11160-009-9108-3>.
- [49] O. Defeo, M. Castrejón, R. Pérez-Castañeda, J.C. Castilla, N.L. Gutiérrez, T.E. Essington, C. Folke, Co-management in Latin American small-scale shellfisheries: assessment from long-term case studies, *Fish and Fisheries* 17 (2016) 176–192. <https://doi.org/10.1111/faf.12101>.
- [50] S. Horta, O. Defeo, The spatial dynamics of the whitemouth croaker artisanal fishery in Uruguay and interdependencies with the industrial fleet, *Fish Res* (2012). <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2012.02.007>.



- [51] F. Berkes, R. Mahon, P. McConney, R.B. Pollnac, R.S. Pomeroy, *Managing Small-scale Fisheries Alternative Directions and Methods*, International Development Research Centre, 2001.
- [52] J.R. Bray, J.T. Curtis, An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin, *Ecol Monogr* 27 (1957) 326–349. <https://doi.org/10.2307/1942268>.
- [53] L. Danon, A. Díaz-Guilera, J. Duch, A. Arenas, Comparing community structure identification, *Journal of Statistical Mechanics: Theory and Experiment* 09008 (2005) 219–228. <https://doi.org/10.1088/1742-5468/2005/09/P09008>.
- [54] F. Murtagh, P. Legendre, Ward’s Hierarchical Agglomerative Clustering Method: Which Algorithms Implement Ward’s Criterion?, *J Classif* 31 (2014) 274–295. <https://doi.org/10.1007/s00357-014-9161-z>.
- [55] R Core Team, *R: A Language and Environment for Statistical Computing*, (2021). <https://www.r-project.org/>.
- [56] H. Wickham, M. Averick, J. Bryan, W. Chang, L. McGowan, R. François, G. Golemund, A. Hayes, L. Henry, J. Hester, M. Kuhn, T. Pedersen, E. Miller, S. Bache, K. Müller, J. Ooms, D. Robinson, D. Seidel, V. Spinu, K. Takahashi, D. Vaughan, C. Wilke, K. Woo, H. Yutani, Welcome to the Tidyverse, *J Open Source Softw* 4 (2019) 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>.
- [57] T. Galili, dendextend: an R package for visualizing, adjusting and comparing trees of hierarchical clustering, *Bioinformatics* 31 (2015) 3718–3720. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btv428>.
- [58] R. Guimerà, L.A. Nunes Amaral, Functional cartography of complex metabolic networks, *Nature* 433 (2005) 895–900. <https://doi.org/10.1038/nature03288>.
- [59] J.M. Olesen, J. Bascompte, Y.L. Dupont, P. Jordano, The modularity of pollination networks, *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104 (2007) 19891–19896. <https://doi.org/10.1073/pnas.0706375104>.
- [60] A.I. Borthagaray, M. Arim, P.A. Marquet, Inferring species roles in metacommunity structure from species co-occurrence networks, *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 281 (2014) 20141425. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1425>.
- [61] A. López-Rodríguez, M. Meerhoff, A. D’Anatro, S. de Ávila-Simas, I. Silva, J. Pais, F. Teixeira de Mello, D.A. Reynalte-Tataje, E. Zaniboni-Filho, I. González-Bergonzoni, Longitudinal changes on ecological diversity of Neotropical fish along a 1700 km river gradient show declines induced by dams, *Perspect Ecol Conserv* (2024). <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2024.03.003>.
- [62] T.L. Pedersen, ggraph: An Implementation of Grammar of Graphics for Graphs and Networks, (2021). <https://cran.r-project.org/package=ggraph>.
- [63] J. Oksanen, F.G. Blanchet, M. Friendly, R. Kindt, P. Legendre, D. McGlinn, P.R. Minchin, R.B. O’Hara, G.L. Simpson, P. Solymos, M.H.H. Stevens, E. Szoecs, H. Wagner, vegan: Community Ecology Package, (2020). <https://cran.r-project.org/package=vegan>.
- [64] E. Pebesma, Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data, *R J* 10 (2018) 439–446. <https://doi.org/10.32614/RJ-2018-009>.
- [65] L. Jost, Entropy and diversity, *Oikos* 113 (2006) 363–375. <https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>.

- [66] T.C. Hsieh, K.H. Ma, A. Chao, iNEXT: an R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers), *Methods Ecol Evol* 7 (2016) 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>.
- [67] T.C. Hsieh, K.H. Ma, A. Chao, iNEXT: Interpolation and Extrapolation for Species Diversity, (2020). [http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software\\_download/](http://chao.stat.nthu.edu.tw/wordpress/software_download/).
- [68] I.C. Potter, J.R. Tweedley, M. Elliott, A.K. Whitfield, The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach, *Fish and Fisheries* 16 (2015) 230–239. <https://doi.org/10.1111/faf.12050>.
- [69] G. Epstein, C.I. Apetrei, J. Baggio, S. Chawla, G. Cumming, G. Gurney, T. Morrison, H. Unnikrishnan, S.V. Tomas, The Problem of Institutional Fit: Uncovering Patterns with Boosted Decision Trees, *Int J Commons* 18 (2024) 1–16. <https://doi.org/10.5334/ijc.1226>.
- [70] J. Fisher, J. Jorgensen, H. Josupeit, D. Kalikoski, C.M. Lucas, Fishers’ knowledge and the ecosystem approach to fisheries. Applications, experiences and lessons in Latin America, 2015. <http://www.fao.org/docrep/field/003/ab825f/AB825F00.htm#TOC>.
- [71] P. Díaz, Estudio de Caso: Pescadores artesanales de los embalses del Río Negro, Informe 2020 - Instituto Para El Desarrollo Rural de Sudamérica (IPDRS-Bolivia) (2020) 1–35.
- [72] R. Luan Childe Pereira, Aproximación al colectivo de pescadores artesanales en la zona de influencia de la represa Rincón del Bonete en el Río Negro – Uruguay (San Gregorio de Polanco y Paso de los Toros) desde experiencias de extensión universitaria, *Mares: Revista de Geografía e Etnociências* 3 (2022) 101–110.
- [73] S. Morales, E. Krall, V. Lagaxio, La Pesca artesanal en el Territorio del Río Uruguay, in: XI Bienal Del Coloquio Transformaciones Territoriales “Repensando Políticas y Estrategias”. Salto – Uruguay. 27, 28 y 29 de Julio, 2016: pp. 1–23. <https://www.cci.edu.uy/node/215>.
- [74] R. Foti, L. Balboni, J. Chocca, P. Grunwaldt, P. Puig, M. Spinetti, Programa de conservación de la fauna íctica y los recursos pesqueros del río Uruguay. Relevamiento de la pesquerías artesanales. Informe Periodo 2015-2016, CARU – DINARA – INIDEP, 2016.
- [75] L. Balboni, R. Foti, P. Puig, J. Chocca, P. Grunwaldt, M. Spinetti, Programa de conservación de la fauna íctica y los recursos pesqueros del río Uruguay. Relevamiento de la pesquerías artesanales. Informe Periodo 2017 – 2018, CARU – DINARA – INIDEP, 2018.
- [76] J. Geymonat, R. Castro, Experiencias con pescadores de agua dulce: Análisis de posibilidades y dificultades, Dirección General de Desarrollo Rural. Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, Uruguay, 2014. [https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/12\\_-\\_pescadores\\_de\\_agua\\_dulce.pdf](https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/12_-_pescadores_de_agua_dulce.pdf).
- [77] M.L. García, A.J. Jaureguizar, L.C. Protogino, Ecología de comunidades de peces en el Río de la Plata y el mar adyacente, *Lat Am J Aquat Res* 38 (2010) 81–94. <https://doi.org/10.3856/vol38-issue1-fulltext-8>.
- [78] A.J. Jaureguizar, A.M. De Wysiecki, M.D. Camiolo, M. Luz Clara, Inter-annual fluctuation in the population structure of an estuarine fish: Influence of environmental drivers, *Journal of Marine Systems* 218 (2021). <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2021.103526>.

- [79] F.P. Maciel, P.E. Santoro, F. Pedocchi, Spatio-temporal dynamics of the Río de la Plata turbidity front; combining remote sensing with in-situ measurements and numerical modeling, *Cont Shelf Res* 213 (2021) 104301. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104301>.
- [80] O.O. Möller, A.R. Piola, A.C. Freitas, E.J.D. Campos, The effects of river discharge and seasonal winds on the shelf off southeastern South America, *Cont Shelf Res* 28 (2008) 1607–1624. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.03.012>.
- [81] C.G. Simionato, C.S. Vera, F. Siegmund, Surface wind variability on seasonal and interannual scales over Río de la Plata area, *J Coast Res* 21 (2005) 770–783. <https://doi.org/10.2112/008-NIS.1>.
- [82] S. Silveira, M. Laporta, I. Pereyra, F. Mas, F. Doño, O. Santana, Análisis de la captura de condriictios en la pesca artesanal oceánica de Uruguay , *Atlántico Sudoccidental, Frente Marítimo* (2018) 301–324.
- [83] M. Laporta, F. Scarabino, G. Fabiano, S. Silveira, I. Pereyra, O. Santana, Peces e invertebrados capturados en las pesquerías artesanales oceánicas de enmalle y palangre de fondo de Uruguay, *Frente Marítimo* 25 (2018) 325–348.
- [84] S. Silveira, G. Fabiano, M. Laporta, Variación anual y espacial de las capturas pesqueras artesanales en la costa atlántica de Uruguay, *Frente Marítimo* 24 (2016) 83–98.
- [85] P. Puig, La pesca artesanal en el Río de la Plata: su presente y una visión de futuro, *Bases Para La Conservación y El Manejo de La Costa Uruguaya* (2006) 477–4856.
- [86] P. Puig, P. Grunwaldt, S. Gonzalez, Pesquería artesanal de corvina en Uruguay, *Frente Maritimo* 21 (2010) 23–35.
- [87] T. Maiztegui, A.H. Paracampo, J. Liotta, E. Cabanellas, C. Bonetto, D.C. Colautti, Freshwater fishes of the Río de la Plata: current assemblage structure, *Neotropical Ichthyology* 20 (2022) 1–39. <https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0159>.
- [88] N. Vidal, A. D'Anatro, I. González-Bergonzoni, I. Silva, P. Correa, J. País, G. Tesitore, F. Teixeira de Mello, Río de la Plata voyagers: Deciphering the migration ecology of a vulnerable marine catfish (*Genidens barbus*) in a large subtropical river (lower Uruguay River), *Aquat Conserv* (2021) 1–12. <https://doi.org/10.1002/aqc.3519>.
- [89] M. Loureiro, I. González-Bergonzoni, F. Teixeira de Mello, *Peces de Agua Dulce de Uruguay*, 2da Edicio, Laboratorio Zoología de Vertebrados, Facultad de Ciencias, Universidad de la República., 2023.
- [90] A. Marquez, S. Stareczek, M. Noel Caraccio, I. Carrera, E. Errico, A. Pereira, Mitochondrial DNA variation reveals the presence of two management units in the sabalo *Prochilodus lineatus* (Characiformes: Prochilodontidae) from La Plata River basin, *Lat Am J Aquat Res* 47 (2019) 586–594. <https://doi.org/10.3856/vol47-issue4-fulltext-1>.
- [91] M.L. Barnes, Ö. Bodin, A.M. Guerrero, R.R.J. McAllister, S.M. Alexander, G. Robins, The social structural foundations of adaptation and transformation in social–ecological systems Michele, *Ecology and Society* 22 (2017) art16. <https://doi.org/10.5751/ES-09769-220416>.

- [92] M.L. Barnes, Ö. Bodin, T.R. McClanahan, J. Kittinger, A.S. Hoey, O.G. Gaoue, N.A.J. Graham, Social-ecological alignment and ecological conditions in coral reefs, *Nat Commun* 10 (2019) 2039. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-09994-1>.
- [93] M. Rovira, Análisis filogeográfico de la boga *Leporinus obtusidens* (Characiformes, Anostomidae) a lo largo del rango de distribución en las cuencas del Río Uruguay y Paraná, Tesis de maestría. Montevideo : Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias - PEDECIBA, 2017.
- [94] S.A. Sethi, M. Reimer, G. Knapp, Alaskan fishing community revenues and the stabilizing role of fishing portfolios, *Mar Policy* 48 (2014) 134–141. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2014.03.027>.
- [95] T.J. Cline, D.E. Schindler, R. Hilborn, Fisheries portfolio diversification and turnover buffer Alaskan fishing communities from abrupt resource and market changes, *Nat Commun* 8 (2017). <https://doi.org/10.1038/ncomms14042>.
- [96] J.E. Cinner, W.N. Adger, E.H. Allison, M.L. Barnes, K. Brown, P.J. Cohen, S. Gelcich, C.C. Hicks, T.P. Hughes, J. Lau, N.A. Marshall, T.H. Morrison, Building adaptive capacity to climate change in tropical coastal communities, *Nat Clim Chang* 8 (2018) 117–123. <https://doi.org/10.1038/s41558-017-0065-x>.
- [97] X. Basurto, S. Gelcich, E. Ostrom, The social-ecological system framework as a knowledge classificatory system for benthic small-scale fisheries, *Global Environmental Change* 23 (2013) 1366–1380. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.08.001>.
- [98] I. Gianelli, L. Orlando, L.G. Cardoso, A. Carranza, E. Celentano, P. Correa, A. de la Rosa, F. Doño, M. Haimovici, S. Horta, A.J. Jaureguizar, G. Jorge-Romero, D. Lercari, G. Martínez, I. Pereyra, S. Silveira, R. Vögler, O. Defeo, Sensitivity of fishery resources to climate change in the warm-temperate Southwest Atlantic Ocean, *Reg Environ Change* 23 (2023). <https://doi.org/10.1007/s10113-023-02049-8>.
- [99] I. Gianelli, L. Ortega, Y. Marín, A.R. Piola, O. Defeo, Evidence of ocean warming in Uruguay's fisheries landings: the mean temperature of the catch approach, *Mar Ecol Prog Ser* 625 (2019) 115–125. <https://doi.org/10.3354/meps13035>.
- [100] J.C. Seijo, O. Defeo, S. Salas, Bioeconomía pesquera. Teoría, modelación y manejo, Documento Técnico de Pesca y Acuicultura No. 368, Roma, 1997.