
TESINA PARA OPTAR POR EL GRADO DE LICENCIADA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Evaluación de la calidad ecológica del estuario
del Río de la Plata y plataforma continental
adyacente basado en la comunidad de peces

Estudiante: Meica Valdivia Cabana

Orientador: Dr. Rodolfo Vögler

Centro Universitario Regional Este –Rocha

Tribunal

Dr. Rodolfo Vögler

Dr. Angel Segura

Dr. Andrés Milessi

Montevideo, Uruguay

Diciembre 2015

ÍNDICE

1. RESUMEN	4
2. INTRODUCCIÓN	5
2.1. ANTECEDENTES	6
2.2. JUSTIFICACIÓN.....	8
3. HIPÓTESIS.....	11
4. OBJETIVOS.....	11
4.1. OBJETIVO GENERAL	11
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	11
5. METODOLOGÍA.....	12
5.1. ÁREA DE ESTUDIO	12
5.2. BASE DE DATOS	14
5.3. SELECCIÓN DE CATEGORÍAS ECOLÓGICAS Y GRUPOS FUNCIONALES.....	14
5.3.1. <i>Hábitat</i>	15
5.3.2. <i>Uso de estuario</i>	16
5.3.3. <i>Grupo trófico</i>	16
5.3.4. <i>Nivel trófico</i>	16
5.4. ANÁLISIS DE DATOS	17
5.4.5. <i>Variabilidad temporal de los grupos funcionales</i>	17
5.4.6. <i>Construcción de índices ecológicos</i>	17
5.4.7. <i>Comparación con otros indicadores ecosistémicos</i>	19
5.4.8. <i>Factores ambientales</i>	20
6. RESULTADOS	22
6.1. VARIABILIDAD TEMPORAL DE LOS GRUPOS FUNCIONALES.....	22
6.2. SELECCIÓN DE GRUPOS FUNCIONALES.....	22
6.3. ÍNDICES ECOLÓGICOS: TENDENCIA Y EVOLUCIÓN TEMPORAL.....	28
6.4. COMPARACIÓN CON OTROS INDICADORES ECOSISTÉMICOS	31
6.5. FACTORES AMBIENTALES	35
7. DISCUSIÓN	39
7.1. GRUPOS FUNCIONALES.....	39
7.2. ÍNDICES ECOLÓGICOS IBI-RdLP E IE-RdLP	41
7.3. ÍNDICE PELÁGICOS-DEMERSALES (P/D).....	44
7.4. RELACIÓN ENTRE ÍNDICES ECOLÓGICOS Y FORZANTES AMBIENTALES.....	46
8. CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS.....	48
9. BIBLIOGRAFÍA.....	50
10. ANEXO.....	65

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a todos los que de una u otra forma contribuyeron a que la culminación de esta etapa fuera posible.

Gracias infinitas a mi familia, a Rosario, la abuela Alba, Tania, Félix, Charo, Vero, Sebita, Gabriela y Enzo por el apoyo en la vida misma y en estos años de carrera. Gracias muy especialmente a mis sobrinos Niqui, Mica, Juanma y Rocío por alegrarme tanto la vida.

A los amigos, A Dai hermana de la vida y sus polluelos. A Valentina, Gaby y Gustavo por todo lo compartido durante estos años de carrera, las dementes horas de estudio, los festejos acordes e ainda mais. Al grupete de ñoños, gracias, sobre todo por los asados post-periodos de exámenes compartidos. A la barra del subespacio! Especialmente a Marian y Anita por su linda amistad y aguante! Gracias a las olorosas! Sabri, Mai y Flor, por las lindas horas de museo compartidas y el aguante en esta etapa final de la carrera. Gracias a la muchachada de Ecobio! Gracias a todo el grupete de Lamama, especialmente a Alfredo por todo lo que nos enseñó en los años de museo y por tantas buenas aventuras juntabichescas!

Agradezco a Sebastián Horta (de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo) por la buena onda al responder mis consultas y colaboración de en la elaboración del mapa. Debo agradecer el gran aporte bibliográfico de Adriana y Sylvia de Sección de Referencias de la Biblioteca de Facultad de Ciencias, sobre todo por siempre conseguir las publicaciones más raras y antiguas.

Gracias a mi tutor Rodolfo, por sus enseñanzas a lo largo de todo este proceso de tesis y finalización de la licenciatura y al tribunal Angel y Andrés, por los comentarios y sugerencias que mejoraron mucho este manuscrito.

1. Resumen

Los ecosistemas acuáticos de todo el mundo se enfrentan a diversos efectos relacionados principalmente con el aumento de la actividad antropogénica en zonas costeras. Un manejo apropiado del ecosistema requiere del entendimiento de patrones y procesos vinculados a la estructura y función, así como el desarrollo de métodos de evaluación de los ecosistemas que sirvan como herramienta para la protección de los recursos. El objetivo de este trabajo fue evaluar la calidad ecológica del ecosistema del Río de la Plata (RdIP) y la plataforma continental adyacente, de forma indirecta, analizando cambios temporales en la estructura y función de la comunidad de peces que lo habitan. Las especies se clasificaron en grupos funcionales a partir de las categorías Hábitat, Grupo trófico, Nivel trófico y Uso de Estuario. La tendencia en la abundancia de grupos funcionales ligados con tipo de hábitat y uso del estuario reveló que la condición morfológica e hidrológica y la funcionalidad (como área de desove, alimentación, cría de juveniles, refugio y/o ruta migratoria) del ecosistema se han mantenido en el tiempo. La tendencia en la abundancia de grupos funcionales relacionados con la ecología trófica de la comunidad indicó que ha ocurrido un deterioro en la trama trófica a lo largo del tiempo analizado. Los grupos funcionales sirvieron de base para la construcción de tres índices ecológicos: Índice de Integridad Biótica del RdIP (IBI-RdIP), Índice Ecológico del RdIP (IE-RdIP) e Índice Pelágicos-Demersales (Índice P/D). Se reconocieron tres períodos distintos en la evolución de la calidad del ecosistema en base a la evolución de los índices construidos, observándose una recuperación en su integridad durante el último período de tiempo analizado. Los índices ecológicos permitieron detectar el efecto combinado de la pesquería y los diversos factores ambientales que afectan la comunidad de peces del RdIP y plataforma adyacente. La comparación de los índices con el índice de Pesquerías en Balance (FIB) y el Nivel trófico medio (NTm) permitió corroborar el ajuste de los índices ecológicos construidos. La variabilidad interanual de los índices IBI-RdIP e IE-RdIP no presentó relación con las variables ambientales analizadas (índice AMM y caudal de descarga del RdIP).

2. Introducción

Los ecosistemas acuáticos de todo el mundo se enfrentan a diversos efectos directos e indirectos, relacionados principalmente con el aumento de la actividad antropogénica en las zonas costeras del planeta. La sobreexplotación y la pérdida de hábitat se han identificado como las principales amenazas a nivel de especie (Kappel, 2005). Por su parte, los efectos causados por el cambio climático (*e.g.* aumento de la temperatura del mar y acidificación), especies invasoras, pesca de fondo, y destrucción de hábitats costeros (Halpern *et al.*, 2007; Crain *et al.*, 2009) tienen impactos a nivel ecosistémico. Actuando de forma conjunta o individual, estas amenazas representan las principales causas de degradación ecológica de los ecosistemas marinos y de las comunidades biológicas que allí habitan (Crain *et al.*, 2009).

La integridad confiere a un ecosistema la capacidad de soportar, o recuperarse rápidamente de las perturbaciones generadas por procesos ambientales o antropogénicos (Karr *et al.*, 1986). La salud de un ecosistema es una medida integral, multi-escalar, dinámica y jerárquica de la resiliencia, la organización y el vigor (como medida del metabolismo o productividad primaria) del sistema (Constanza & Mageau, 1999). Para que un sistema sea saludable y sustentable debe mantener su estructura interna y sus niveles de productividad y resistencia así como el poder de recuperación ante el estrés externo. Es así que inevitablemente la salud ecológica se relaciona con el concepto de sustentabilidad; definido como la capacidad de un sistema para soportar y mantener las funciones vitales por un periodo de tiempo coherente con su escala de tiempo y espacio (Constanza *et al.*, 2012; Fath *et al.*, 2015). Es por eso que el estado de salud en los ecosistemas es esencial para proporcionar servicios ecosistémicos que representan un beneficio para la población humana en términos de valor social y económico (Lu *et al.*, 2015).

El estatus ecológico considera la estructura, función y procesos de los ecosistemas marinos, reuniendo factores físicos, químicos, fisiográficos, geográficos y climáticos naturales junto a las actividades e impactos antropogénicos que ocurren en determinada área (Borja *et al.*, 2008). Un manejo ecosistémico apropiado requiere del entendimiento de dichos patrones y procesos, así como el desarrollo de métodos de evaluación que permitan definir las estrategias que contribuyan a la protección de los recursos (Karr, 1987). La toma de decisiones eficientes en la gestión de los recursos requiere de condensar información compleja de los ecosistemas en unas pocas métricas ricas en información (Bilkovic *et al.*, 2005). Adicionalmente, se considera necesario desarrollar estrategias para proteger, conservar y gestionar los ecosistemas marinos

(Borja *et al.*, 2008). Lo que ha impulsado el desarrollo de metodologías que permitan evaluar el estado de los ecosistemas como una herramienta de conservación y gestión.

Evaluar de forma continua todos los componentes bióticos de un ecosistema puede ser financiera y técnicamente inviable, por lo que se ha propuesto utilizar a diversos grupos de organismos como indicadores de la salud o integridad ecológica del ecosistema (Harrison & Whitfield, 2004). Los indicadores de integridad ecológica poseen la capacidad de representar de la mejor manera los elementos clave de un ecosistema complejo, por lo que permiten evaluar su condición fundamental sin tener que abarcar toda la complejidad del ecosistema (Whitfield & Elliot, 2002).

Los indicadores ecológicos pueden clasificarse en diferentes niveles, desde los más reduccionistas hasta los más holísticos (Jorgensen *et al.*, 2005). Tradicionalmente el uso de parámetros físicos y químicos del agua han predominado en las evaluaciones de ecosistemas acuáticos (Karr, 1981). El uso exclusivo de criterios de evaluación químicos para evaluar los efectos de estresores y comprensión de estos efectos en los recursos hídricos puede proporcionar una evaluación inadecuada de la condición biológica y ecológica de los sistemas acuáticos (Adams, 2005). El reconocimiento acerca de las limitaciones que surgen de aplicar exclusivamente análisis químicos ha llevado al desarrollo de evaluaciones en base a indicadores biológicos. El monitoreo mediante indicadores biológicos permite detectar muchas de las perturbaciones inducidas por el hombre que son capaces de alterar el uso y explotación de los ecosistemas acuáticos (Karr, 1987; USEPA, 2000).

El desarrollo e implementación de indicadores ecológicos ha permitido obtener información sobre la estructura y función de los ecosistemas, ya que éstos son capaces de integrar fenómenos químicos, físicos y biológicos (naturales y antropogénicos) a los que se enfrenta el ecosistema (Niemi & Mc Donald 2004). Por tanto, este tipo de indicadores han sido ampliamente utilizados para identificar las causas de las perturbaciones a nivel ecosistémico y para obtener una alerta temprana sobre presencia de perturbaciones (Dale & Beyeler, 2001).

2.1. Antecedentes

El desarrollo de metodologías que permitan monitorear la calidad de sistemas acuáticos de forma efectiva ha crecido en las últimas décadas. Globalmente se reconoce que la evaluación exitosa del estado de los ecosistemas costeros en general y de los estuarios en particular requiere de la implementación de un enfoque holístico que abarque al mismo tiempo a las especies y su hábitat, considerando los factores que afectan a estos componentes en diversas

escalas de espacio y tiempo (Diaz *et al.*, 2004; Borja *et al.*, 2009). En ese sentido, se han desarrollado diversos índices basados en indicadores biológicos los cuales han sido aplicados en zonas costeras y estuarinas, con el objetivo de medir cuantitativamente la integridad del ecosistema. El primer índice creado con este fin fue el Índice de Integridad Biótica (IIB) desarrollado por Karr (1981) basado en una comunidad de peces.

En términos generales el IIB y sus variantes permiten evaluar en qué medida las características observadas en la comunidad se separan de las esperadas en condiciones naturales (denominado condición de referencia), lo que se considera una medida del nivel de perturbación que enfrenta el ecosistema. Para ello se utilizan una serie de métricas o indicadores de la estructura y función de la comunidad que combinadas en un índice numérico escalar procuran reflejar la calidad del ecosistema (Pont *et al.*, 2006). Se define métrica indicadora del ecosistema al término numérico calculado que representa algún aspecto de la estructura, función u otra característica medible del ecosistema (USEPA, 2000). Las métricas indicadoras útiles en evaluaciones deben presentar relevancia ecológica para la comunidad en estudio y deben ser sensibles a factores de estrés, proporcionando una respuesta que permita diferenciarla de la variación natural de la comunidad (USEPA 2000). Las métricas más utilizadas para la construcción de índices de integridad biótica están relacionadas con la composición de especies, diversidad y grupos funcionales (trófico, reproductivo, hábitat, migratorio; Roset *et al.*, 2007).

Los grupos funcionales son agrupaciones de especies que explotan el recurso de forma similar proporcionando una función al ecosistema (Blondel, 2003). Este concepto está relacionado con el concepto de gremio ecológico, definido como una agrupación de especies que explotan un mismo recurso alimenticio o de hábitat (Root, 1967). Sin embargo, el concepto de gremio es independiente de las consecuencias ecológicas (función) que presentan la explotación de dichos recursos (Blondel, 2003), si consideradas en el concepto de grupo funcional. De esta forma el grupo funcional permite definir el componente estructural y funcional de los ecosistemas (Franco *et al.*, 2008). Los cambios en el estado de los ecosistemas acuáticos se ven reflejados en la estructura y función de las comunidades y su variabilidad. Por lo que la aproximación de grupos funcionales proporciona una perspectiva ecológica más integradora optimizando las evaluaciones ambientales (Karr, 1987).

Varios autores han replicado y adaptado la metodología propuesta por Karr (1981), para evaluar diversos ambientes a través de diferentes grupos biológicos. En este sentido, el IIB ha sido aplicado en ríos de Europa (Obendorff *et al.*, 2002, Schmutz *et al.*, 2007) y África (Raburu

& Masese, 2012), en ecosistemas estuarinos de América del Norte (Deegan *et al.*, 1997) y Europa (Breine *et al.*, 2007; Cabral *et al.*, 2012) y también en comunidades marinas de Europa (Henriques *et al.*, 2008).

Por su parte, otras variantes del IIB han incorporado comunidades bentónicas para evaluar ecosistemas costeros de América del Norte (e.g. Weisberg *et al.*, 1997; Van Dolah *et al.*, 1999; Llansó *et al.*, 2002; Borja *et al.*, 2008); de distintas partes de Europa (e.g. Borja *et al.*, 2000; Rosenberg *et al.*, 2004; Muxica *et al.*, 2005; Albayrak *et al.*, 2006; Dauvin *et al.*, 2007) y de América del Sur (Marciano *et al.*, 2004; Muniz *et al.*, 2005, 2012; Pinto & Araújo, 2007; Costa & Schulz, 2010). En la zona costera sur del Río de la Plata (Argentina) el IIB ha sido aplicado utilizando a la vegetación costera (Gómez & Cochero, 2013) y ensamblajes fitoplanctónicos y bentónicos (Gómez *et al.*, 2012) como indicadores de integridad ecológica.

2.2. Justificación

Los estuarios son ecosistemas con una elevada productividad biológica, mantenida principalmente gracias a los altos niveles de nutrientes contenidos en el sedimento y la columna de agua (Mc Lusky & Elliott, 2006). Es por ello que los estuarios cumplen funciones fundamentales para las comunidades bióticas proporcionando áreas de desove, cría, alimentación, refugio y ruta de migración de especies diádromas (Beck *et al.*, 2001; Phil *et al.*, 2002; Elliott *et al.*, 2007).

En el estuario del Río de la Plata (RdIP) y la plataforma continental adyacente diversas áreas han sido identificadas como prioritarias para la conservación debido a su relevancia ecológica (Brazeiro *et al.*, 2003; Horta, 2011). Este ecosistema costero presenta una gran importancia para el ciclo de vida de varias especies de peces que allí ocurren. De las 63 especies citadas para dicho estuario, 37 especies de juveniles de peces costeros, mayormente especies marinas, colonizan este ecosistema durante su primer año de vida (Rico, 2003). Adicionalmente, se ha identificado que un porcentaje alto (60%) de especies que usan el estuario como área de cría lo usan también como área de desove (Berasategui *et al.*, 2004).

El estuario del RdIP es considerado uno de los ecosistemas costeros más importantes del continente debido a su alta productividad, la cual sostiene importantes pesquerías industriales y artesanales costeras de Uruguay y Argentina (Acha *et al.*, 2008). La corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y la pescadilla de calada (*Cynoscion guatucupa*) son especies objetivo de ambos tipos de pesquerías, adicionalmente la pesca industrial puede estar dirigida a la merluza común (*Merluccius hubbsi*) y el gatuzo (*Mustelus schmitti*; Chaluleu, 2003; Defeo *et*

al., 2011; Lorenzo *et al.*, 2015). A partir de la década de los 80 las especies de peces tradicionalmente explotadas (*e.g.* *Micropogonias furnieri*, *Merluccius hubbsi* y *Cynoscion guatucupa*) presentaron una tendencia decreciente en las capturas y en su rendimiento, así como signos de sobreexplotación, los cuales aún se mantienen (Defeo *et al.*, 2011). Al mismo tiempo, debido a la sobreexplotación de los stocks tradicionales surgen nuevas pesquerías basadas en stocks vírgenes de especies sub-explotadas o capturadas incidentalmente.

En las últimas décadas el nivel trófico medio de las capturas (NTm) en las pesquerías marinas de todo el mundo ha declinado. Este fenómeno, denominado “pescando hacia abajo en las tramas tróficas marinas”, puede implicar grandes cambios en la estructura trófica de los ecosistemas marinos (Pauly *et al.*, 1998). Dicho proceso ha sido registrado en pesquerías realizadas en aguas uruguayas (Milessi *et al.*, 2005) y en la Zona Común de Pesca Argentino Uruguay (ZCPAU) (Jaureguizar & Milessi, 2008; Milessi & Jaureguizar 2013), observándose un impacto directo de la pesca industrial en las especies objetivo a través de la disminución del NTm de las especies capturadas a lo largo del tiempo. De forma complementaria, se ha reportado en la pesquería de la ZCPAU una disminución general en los desembarques totales y valores bajos del índice de Pesquerías en Balance (FIB, por su sigla en inglés) con una tendencia negativa registrada para este índice en los últimos años (Milessi *et al.*, 2005; Milessi & Jaureguizar 2013).

El efecto combinado de variabilidad ambiental y actividades antropogénicas sobre ecosistemas acuáticos puede ser evidenciado a través de cambios en la abundancia, diversidad, composición de especies y en la capacidad de adaptación que tengan especies, poblaciones y comunidades (Paller, 2002; Adams, 2005). En este contexto, en los últimos años el uso de información proveniente de la pesca comercial para analizar cambios espaciales y temporales en la estructura y composición de las comunidades de peces de interés comercial ha cobrado mayor relevancia (*e.g.* Milessi *et al.*, 2005; Jaureguizar & Milessi, 2008; Milessi & Jaureguizar, 2013; Pauly *et al.*, 1998; Pauly *et al.*, 2001; Bathal & Pauly, 2008). Ya que la información proveniente de la pesca comercial permite acceder a datos de abundancia de un gran número de especies (explotadas comercialmente), registrados de forma continua en una escala temporal y espacial amplia. Para la gran mayoría de las especies de interés comercial ninguna señal de la tendencia negativa podría existir sin los datos de capturas (Pauly *et al.*, 2013). Por lo que permiten obtener información sobre estructura y funcionalidad del ecosistema que de otra forma es difícil de obtener.

De acuerdo a lo expuesto anteriormente el presente estudio propone evaluar la calidad ecológica del ecosistema del RdIP y la plataforma continental adyacente, analizando cambios temporales en la estructura y función de la comunidad de peces que lo habitan. A través del uso de grupos funcionales que integren aspectos reproductivos, tróficos y migratorios de las especies, abarcando una escala temporal suficiente tal que permita diferenciar o identificar cambios de estructura o función en el ecosistema.

3. Hipótesis

Las perturbaciones temporales en la calidad ecológica del ecosistema del estuario del Río de la Plata (RdIP) y la plataforma continental adyacente son evidenciadas mediante variaciones en la estructura y función del ecosistema y pueden ser medidas a través de variaciones en la abundancia de los grupos funcionales presentes en la comunidad de peces.

4. Objetivos

4.1. *Objetivo general*

Analizar la calidad ecológica del ecosistema del RdIP y la plataforma continental adyacente en base a los grupos funcionales presentes en la comunidad de peces capturados por la flota comercial, mediante la construcción de índices ecológicos que evidencien la variabilidad temporal en la estructura y función de la comunidad.

4.2. *Objetivos específicos*

1. Construir índices ecológicos multi-paramétricos basados en grupos funcionales a través de distintas aproximaciones y utilizar dichos índices para evaluar la calidad ecológica del ecosistema del RdIP y la plataforma continental adyacente.
2. Evaluar los índices ecológicos contruidos mediante comparación con indicadores previamente publicados que reflejen el estado de la comunidad de peces y contrastar su desempeño con la variabilidad presentada por factores ambientales que actúan sobre el área de estudio.

5. Metodología

5.1. Área de estudio

El área de estudio se extiende desde la zona media y externa del RdIP hasta la plataforma continental adyacente. La delimitación de esta zona como área de estudio se basó en el supuesto de que es la zona de mayor uso de las especies analizadas. Esta área está comprendida dentro de la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya (ZCPAU), la cual se distribuye entre las coordenadas 34°00'-39°30' S y 51°10'-59°10' O (Fig. 1).

El estuario del RdIP se localiza en la costa este de Sudamérica entre 34°00'-36°20' S y 55°00'-58°30' O, cubriendo un área de 35×10^3 km² aproximadamente, cuya cuenca de drenaje es la segunda más grande del continente (Framiñan *et al.*, 1999; Nagy, 2002). El estuario presenta 320 km de largo y su ancho varía desde 38 km en su cabecera hasta 230 km en su desembocadura ubicada entre Punta rasa y Punta del Este (Framiñan & Brown, 1996).

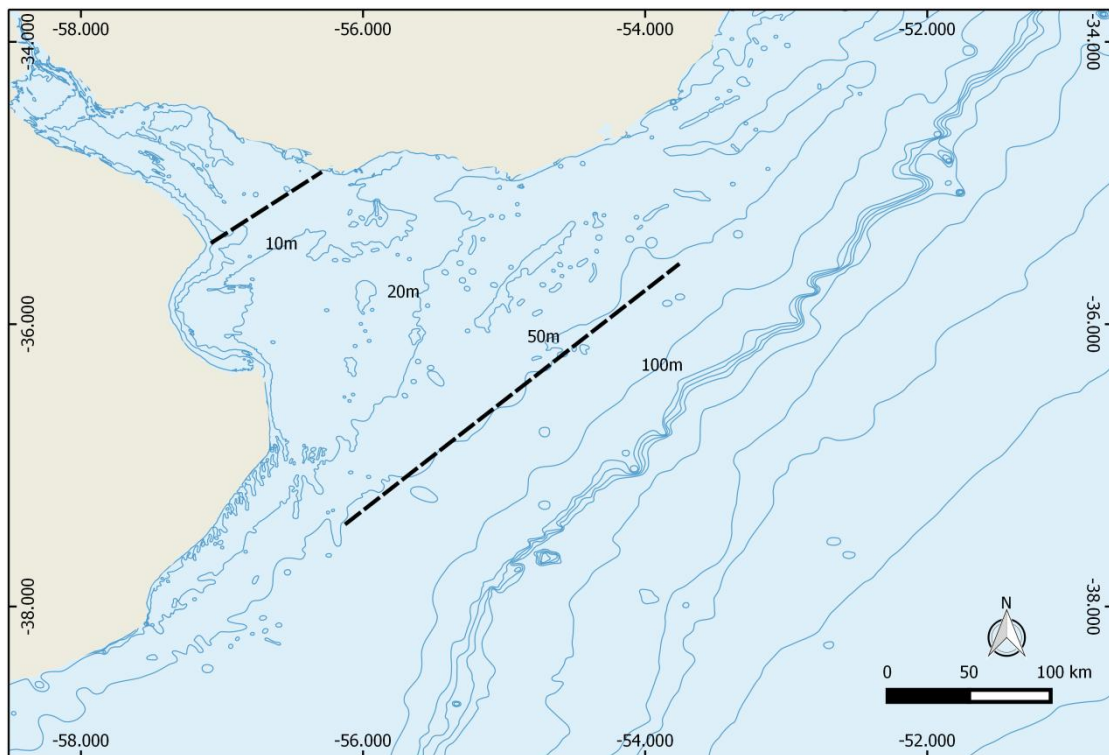


Fig. 1. Ecosistema del estuario del Río de la Plata y la plataforma continental adyacente. Líneas punteadas negras delimitan el área de estudio. Se destacan las isobatas de 10, 20, 50 y 100 m.

El estuario del RdIP se encuentra dividido en dos regiones, interna y externa. Ambas regiones presentan distinta morfología y dinámica, encontrándose delimitadas por la Barra del Indio (de Punta Piedras a Montevideo). La región interna presenta un régimen fluvial y está ocupado casi enteramente por agua dulce, mientras que la región externa presenta un régimen mixto donde el agua dulce interactúa con agua marina de la plataforma continental (Framiñan *et al.*, 1999). Sus principales tributarios son los ríos Paraná y Uruguay cuya descarga media mensual es aproximadamente de 16000 m³/s y 5000 m³/s respectivamente (Jaime *et al.*, 2002). El RdIP desemboca en el océano Atlántico con un promedio de descarga anual de agua dulce de 20.000 a 25.000 m³/s, cuya estructura vertical está regulada por la distribución de la salinidad (Jaureguizar *et al.*, 2003).

Este sistema estuarial presenta una fuerte estratificación vertical, donde el agua dulce fluye sobre la superficie hacia la zona oceánica y el agua salada (con mayor densidad) ingresa por el fondo hacia la cabecera del estuario tomando la forma de cuña salina (Acha *et al.*, 2004). La cuña salina es una estructura casi permanente del estuario y se encuentra delimitada en la porción interna del estuario por el frente de salinidad de fondo y en la porción externa por el frente de salinidad superficial (Guerrero *et al.*, 1997; FREPLATA, 2004). Este sistema de circulación presenta un rol importante en los procesos reproductivos de la comunidad de peces que hacen uso del estuario (Mianzan *et al.*, 2001).

En la parte interna del estuario del RdIP la floculación de materia en suspensión y la re-suspensión de sedimento debido a la fricción de la corriente forma el frente de turbidez (Mianzan *et al.*, 2001); cuya distribución se encuentra relacionada con la tipología del estuario y se extiende desde la isobata de los 5 m hasta la Barra del Indio (Framiñan & Brown 1996).

La plataforma continental uruguaya se caracteriza por la presencia de masas de agua con propiedades termohalinas contrastantes y con un alto grado de variación anual y estacional (Ortega & Martínez, 2007). La Convergencia Subtropical (CST) es uno de los fenómenos oceanográficos más relevantes del Océano Atlántico Sudoccidental. Dentro de su franja de influencia, localizada entre las latitudes 35°S y 40°S, ocurre el encuentro de aguas frías subpolares provenientes de la Corriente de Malvinas con aguas cálidas subtropicales aportadas por la Corriente de Brasil (Gordon, 1989; Seeliger *et al.*, 1997). Durante el invierno austral la CST se mueve hacia latitudes bajas en dirección norte y durante el verano austral este proceso se invierte, y la CST se desplaza hacia el sur alcanzando latitudes más altas (Wainer *et al.*, 2000).

5.2. Base de datos

En este trabajo se analizaron los desembarques de la flota pesquera comercial que operó en la ZCPAU en el período comprendido entre los años 1996 y 2013. Los datos fueron extraídos de la base de datos de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo (CTMFM) disponible en su sitio web (<http://ctmfm.org>).

Los desembarques realizados por la flota pesquera industrial y artesanal que opera entre las latitudes 34°S y 39°30S se remiten de forma mensual a la CTMFM mediante los partes de pesca. Los desembarques se reportan en kilogramos y están discriminados por especies o grupos de especies principales, existen registros continuos desde el año 1986 hasta la fecha (Nion, 2010; Rey, 2010). La información que es pública a través del sitio web de la CTMFM incluye las toneladas desembarcadas por mes por especie (o grupo de especies).

Se obtuvieron los valores de toneladas desembarcadas por mes y año para un total de 34 especies de peces cartilaginosos y óseos de hábitos pelágicos y demersales (Anexo). Los nombres comunes de las especies presentados en la base de datos original fueron revisados y se asignó el nombre científico más probable. En algunos casos debieron ser utilizados solamente niveles superiores de clasificación (*e.g.* género o familia). La designación de los nombres científicos se realizó en base a listas sistemáticas comunes a Argentina y Uruguay (Nion *et al.*, 2002 & Ruarte *et al.*, 2009). En dichas listas sistemáticas las categorías taxonómicas siguen el ordenamiento de Cousseau & Denegri (1997), Eschemeyer (1998) y Nelson (1994).

5.3. Selección de categorías ecológicas y grupos funcionales

La calidad ecológica del ecosistema del RdIP y la plataforma continental adyacente fue evaluada a través de diferentes aproximaciones cuantitativas que reúnen grupos funcionales presentes en la comunidad de peces. Los grupos funcionales utilizados resumen características de las especies en cuanto a preferencias de hábitat, ecología trófica y uso del estuario (involucrando estrategias reproductivas y migratorias). El análisis temporal de los grupos funcionales fue utilizado para diferenciar o identificar cambios de estructura o función en el ecosistema.

Los grupos funcionales utilizados como métricas indicadoras fueron establecidos en base a antecedentes (*e.g.* Karr, 1981; Breine *et al.*, 2007; Henriques *et al.*, 2008; Pérez-Domínguez *et al.*, 2012) o fueron seleccionados a partir de los grupos funcionales presentes en la comunidad de peces analizada. La clasificación de las especies en los distintos grupos funcionales se

realizó a partir de una amplia revisión de la información publicada sobre su reproducción, migración, ecología trófica y biología en general. La clasificación de las 34 especies en cada grupo funcional se detalla en el Anexo. Cuando fue necesario la información fue complementada con la consulta en la base de datos FishBase (Froese & Pauly, 2014; www.fishbase.org). Las especies se clasificaron en 16 grupos funcionales pertenecientes a cuatro categorías ecológicas (Tabla 1). A continuación se presenta una revisión del fundamento teórico utilizado para generar los grupos funcionales.

5.3.1. Hábitat

Las poblaciones biológicas no se distribuyen al azar en el espacio, sino que establecen patrones espaciales. Estudios a largo plazo han demostrado que la co-ocurrencia espacial de un determinado conjunto de especies de peces no es un fenómeno accidental (Gómez- Erache *et al.*, 2001). Los ensamblajes de peces son persistentes, conservan su composición de especies durante períodos de tiempo al menos comparable a la duración de la vida de la mayoría de especies que lo componen.

La estructuración de las comunidades de peces está regulada por factores bióticos (predación y competencia) y abióticos (físico-químicos y antropogénicos) que actúan en forma conjunta y su importancia relativa varía indicando diferentes estrategias y patrones de utilización del hábitat (Jaureguizar, 2004). La descarga de agua dulce influye directamente sobre la temperatura del agua, salinidad, turbidez, concentración de oxígeno disuelto y señales olfativas, e indirectamente afecta la diversidad de hábitats, la productividad, el reclutamiento de peces, la disponibilidad de alimentos y la competencia (Whitfield, 1999). La evaluación a través del análisis de preferencias de hábitat permite realizar inferencias sobre la condición morfológica y el funcionamiento hidrológico del ambiente (Noble *et al.*, 2007).

A partir de la composición de especies y las variables ambientales asociadas se han definido tres ensamblajes principales que integran la comunidad de peces del RdIP y la plataforma continental adyacente: ensamble de agua dulce (parte interna del estuario del RdIP), ensamble estuarino (parte media del estuario) y ensamble estuarino externo y de plataforma marítima (parte externa del estuario y zona marina adyacente; Jaureguizar *et al.*, 2003, 2006; García *et al.*, 2010; Lorenzo *et al.*, 2011). La estructura espacial de los ensamblajes se encuentra influenciada principalmente por la temperatura y salinidad de fondo, así como por la profundidad (Jaureguizar *et al.*, 2003; 2006; Lorenzo *et al.*, 2011; García *et al.*, 2010). En el presente estudio se utilizó la definición de dichos ensamblajes para clasificar a las especies en los siguientes grupos funcionales: marino, estuarino-marino, estuarino y dulceacuícola. De esta

forma los grupos funcionales se componen de especies con similares preferencias de hábitats dentro del estuario del RdIP y la plataforma continental adyacente.

5.3.2. Uso de estuario

El análisis de grupos funcionales relacionados con el ciclo de vida de las especies y el uso del estuario proporciona información sobre la condición de los sitios de desove, de alimentación y el grado de conectividad entre el ambiente estuarino y el marino. A medida que incrementa el nivel de degradación del ambiente se reduce la disponibilidad y aptitud de áreas específicas de desove, causando efectos negativos indirectos en la reproducción de especies con requerimientos específicos (Noble *et al.*, 2007). Basado en antecedentes sobre la funcionalidad de la comunidad de peces del estuario del RdIP (*e.g.* Rico, 2000; Muñoz, 2012) y otras publicaciones relevantes (Elliott *et al.*, 2007; Potter *et al.*, 2013) las especies se clasificaron en los siguientes grupos funcionales: marino-estuarino oportunista, estuarino residente, visitante marino, catádro, anádromo y oceanódromo. En los casos en los que no se encontró clasificación previa para la especie en el área de estudio, la designación se realizó en base a los siguientes criterios utilizados por Rico (2000) y Muñoz (2012): distribución espacial, distribución temporal, distribución geográfica de la especie y tipo de uso que la especie hace del estuario.

5.3.3. Grupo trófico

Cambios en la estructura y disponibilidad de recursos alimentarios y/o sitios de alimentación alteran la estructura trófica de una comunidad de peces (Noble *et al.*, 2007). Por lo que las perturbaciones en la calidad del hábitat pueden tener un gran impacto en la estructura de las redes tróficas del ecosistema. A medida que el ecosistema se degrada las especies con hábitos generalistas (*e.g.* omnívoros) son beneficiadas, mientras que ocurre un efecto negativo en especies con hábitos especialistas (*e.g.* piscívoros e insectívoros) (Karr, 1981, Noble *et al.*, 2007). En base a la composición de la dieta y hábitos tróficos se clasificó a las especies en los grupos funcionales carnívoro, omnívoro y detritívoro.

5.3.4. Nivel trófico

El nivel trófico medio de los desembarques puede ser usado como un índice de sustentabilidad de los ecosistemas marinos explotados (Milessi & Jaureguizar, 2013). A nivel global la pesca comercial ha provocado degradación en los ecosistemas marinos lo cual ha sido evidenciado a través de la disminución en los niveles trófico medios (NTm) de los desembarques (Pauly *et al.*, 1998), proceso conocido como "pesca hacia abajo de las tramas tróficas". De acuerdo a la

posición ocupada por las especies en la trama trófica se clasificó a las especies en los siguientes grupos funcionales: consumidor primario (NT 2), consumidor secundario (NT3) y consumidor terciario (NT4).

5.4. Análisis de datos

5.4.5. Variabilidad temporal de los grupos funcionales

El análisis gráfico de la abundancia relativa por grupo funcional a lo largo de la serie temporal fue utilizado para identificar tendencias en la estructura y función de la comunidad de peces.

5.4.6. Construcción de índices ecológicos

Aplicando dos aproximaciones metodológicas distintas y empleando los grupos funcionales como variables se construyeron dos índices multi-paramétricos: Índice Ecológico del RdIP (IE-RdIP) e Índice de integridad biótica del RdIP (IBI-RdIP). Adicionalmente se construyó un índice basado en la relación de especies de hábitos Pelágicos-Demersales de la comunidad (Índice P/D).

5.4.6.1. Índice ecológico del Río de la Plata (IE-RdIP)

El IE-RdIP fue calculado en base a los grupos funcionales que explicaron la mayor variabilidad temporal en estructura y función de la comunidad de peces. Para la selección de los grupos funcionales se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) utilizando el software RStudio versión 0.98.1103 (RStudio, 2012). El ACP se aplicó a matrices de abundancia relativa anual por grupo funcional, las cuales fueron calculadas para toda la serie temporal. Aquellos grupos funcionales que presentaron valores de correlación mayor a 0.6 y valores de contribución mayor a 6.0 respecto a los dos primeros componentes principales, fueron seleccionados para la construcción del IE-RdIP. La puntuación del IE-RdIP se calculó mediante la combinación entre abundancia relativa (A_{Gf}), correlación (cor) y contribución (ctr) al componente principal correspondiente (CP) de cada grupo funcional (Gf) para cada año de la serie temporal (Ec.1).

$$IE_{t_1 \dots t_n} = A_{Gf_1} (cor_{CP_x} \times ctr_{CP_x}) + A_{Gf_2} (cor_{CP_x} \times ctr_{CP_x}) + \dots + A_{Gf_n} (cor_{CP_x} \times ctr_{CP_x}) \quad (1)$$

5.4.6.2. Índice de integridad biótica del Río de la Plata (IBI-RdIP)

La construcción del IBI-RdIP se realizó siguiendo el esquema general de índice multi-paramétricos originalmente desarrollado por Karr (1981; 1986). En primer lugar se establecieron los valores de referencia para las métricas seleccionadas, luego se aplicó un sistema de puntuación basado en el valor de referencia y la reacción esperada de la métrica ante un aumento en la degradación del ecosistema. La puntuación del índice IBI-RdIP fue calculada a lo largo de la serie temporal como una proporción entre el valor observado (O) y el valor de referencia (VR) establecido (Bozzeti & Schulz, 2004; Pinto & Araujo, 2007; Costa & Schulz, 2010).

El valor del índice IBI-RdIP para cada año fue calculado mediante la agregación de las puntuaciones individuales de todos los grupos funcionales (Gf) para ese año (Ec. 2) aplicando un sistema de calificación continua, cuyo rango varió entre 0 y 10.

$$IBI_{t_1..t_n} = (O/VR)_{Gf_1} + (O/VR)_{Gf_2} + \dots + (O/VR)_{Gf_n} \quad (2)$$

La condición de referencia refleja el potencial biótico del ecosistema que no se encuentra deteriorado por la actividad humana o la contaminación (USEPA, 2000). Establecer valores de referencia para los indicadores empleados en evaluaciones ecológicas permite detectar el grado de deterioro o degradación del área evaluada. Idealmente la comunidad de referencia se deriva del mismo sitio, al mismo tiempo, a través de los mismos métodos, en un período en que el ambiente es prístino y no se han producido cambios por causas antropogénicas (Coates *et al.*, 2007). Adicionalmente, se ha propuesto que una evaluación eficaz es posible solamente a través de la comparación respecto a una secuencia histórica del ensamblaje o comunidad distribuida en el sitio de estudio (Sheaves *et al.*, 2012).

Para el presente estudio no fue posible contar con una serie temporal lo suficientemente larga como para reflejar una condición prístina o mínimamente perturbada. Por lo tanto, la definición de la condición de referencia se realizó a partir del conjunto de datos en sí mismo, una aproximación ampliamente utilizada (*e.g.* Harrison & Whitfield, 2004; Henriques *et al.*, 2008). Dependiendo de la respuesta ecológica de la métrica ante un aumento en la degradación el valor más alto o más bajo de la serie de tiempo fue designado como valor de referencia. Se utilizó el valor más alto de la serie para las métricas que disminuyen con el aumento en degradación y el valor más bajo para aquellas métricas que aumentan con el aumento en degradación. La respuesta de cada métrica al aumento en degradación en el sistema fue identificada en base a antecedentes cuando estuvieron disponibles.

5.4.6.3. Índice Pelágicos-Demersales (Índice P/D)

Para calcular el Índice P/D, las especies fueron clasificadas en dos categorías: pelágicas y demersales, de acuerdo a su dieta y hábito general. Los valores del índice P/D fueron calculados para cada año de la serie temporal a partir de la abundancia relativa de Pelágicos (A_p) y de Demersales (A_D) (Ec. 3).

$$P / D = (A_P)_{t_1 \dots t_n} / (A_D)_{t_1 \dots t_n} \quad (3)$$

El índice P/D está basado en la teoría de que el enriquecimiento por nutrientes y la consecuente reducción de oxígeno disuelto de fondo son factores que presentan efectos diferenciales entre especies pelágicas y especies demersales. El índice P/D es una medida indirecta para estimar disponibilidad de nutrientes en los ambientes acuáticos (de Leiva Moreno *et al.*, 2000; Pennino & Bellido, 2012), así como para inferir efectos negativos asociados al incremento de nutrientes en el ambiente. El enriquecimiento ligero a moderado de los sistemas oligotróficos incrementa la producción de los grupos demersales y pelágicos; sin embargo un aumento mayor en las entradas de nutrientes favorecería a las especies pelágicas, implicando drásticas modificaciones y simplificaciones en las tramas demersales (Caddy, 1993). Los eventos de hipoxia están dados por el aumento de la producción primaria en la zona eufótica acoplado a una fuerte estratificación, donde la respiración puede llegar a ser lo suficientemente alta como para desarrollar condiciones de mínimo oxígeno temporales o permanentes en aguas más profundas (Helly & Levin, 2004; Hetland & DiMarco, 2008). Este fenómeno ha sido reportado tanto en zonas estuarinas, (*e.g.* Baird *et al.*, 2004), marinas costeras (*e.g.* Hetland & DiMarco, 2008) como en zonas de plataforma marina (*e.g.* McClathie *et al.*, 2010).

5.4.7. Comparación con otros indicadores ecosistémicos

Con el objetivo de corroborar los índices ecológicos calculados, éstos fueron comparados con otros indicadores del estado del ecosistema, se utilizó el Índice de pesquerías en balance (FIB, por sus siglas en inglés) y el Nivel trófico medio de las capturas (NTm).

El NTm de los desembarques puede ser utilizado como un índice de sustentabilidad, pesquerías no sostenibles se manifiestan a nivel ecosistémico, a través de un cambio gradual en el NTm hacia valores más bajos (Cury *et al.*, 2005; Pauly *et al.*, 1998; Pauly *et al.*, 2005). El nivel trófico medio (NTm) para cada año de una serie temporal es estimado a partir del nivel

trófico de cada especie (su posición en la trama trófica) y la captura desembarcada de dicha especie para ese año (Pauly *et al.*, 2001; Pauly & Watson, 2005).

El FIB es índice que permite evaluar si una pesquería es equilibrada en términos ecológicos, un aumento del índice FIB indica que la pesquería se está expandiendo geográficamente o a stocks previamente no explotados o poco explotados, mientras que una disminución indica una contracción geográfica, o un colapso en la trama trófica subyacente (Pauly *et al.*, 2000; Pauly & Palomares, 2005). El índice para cualquier año en una serie se calcula a partir de la captura, el nivel trófico medio de las capturas y la eficiencia de transferencia de la trama trófica (Pauly *et al.*, 2000).

Los valores del índice FIB y NTm fueron obtenidos para el período 1996-2009 a partir de análisis previos de desembarques de ZCPAU (Milessi *et al.*, 2005; Jaureguizar & Milessi, 2013).

5.4.8. Factores ambientales

La variación temporal de los tres índices fue examinada en el contexto de posibles causas que expliquen dicha variabilidad. La evolución de los índices ecológicos fue analizada en relación a factores físicos capaces de afectar el área de estudio, con el objetivo de determinar en qué medida los factores ambientales influyen en la variación temporal de los índices ecológicos calculados. Los factores físicos considerados fueron el caudal de descarga del Río de la Plata y el índice de anomalías de temperatura superficial del mar estimadas a partir del Modo Meridional del Atlántico (índice AMM).

Los datos de caudal promedio mensual del Río de la Plata para el período 1996-2013 fueron obtenidos a través del Instituto Nacional del Agua (Argentina). Basado en Guerrero *et al.*, (2003) fueron definidos tres rangos de caudal para el RdIP: caudal bajo ($Q = 17370$), caudal medio ($17370 < Q < 28000$) y caudal alto ($Q = 28000$). Los valores mensuales del índice AMM fueron obtenidos de la Administración Nacional Oceánica y Atmosférica de Estados Unidos (<http://www.esrl.noaa.gov/>), a partir de los cuales se calcularon los valores promedio anuales del índice AMM a lo largo de la serie temporal.

Adicionalmente se compararon los tres índices ecológicos entre sí para determinar la existencia de relaciones entre ellos. En todos los casos las comparaciones se establecieron inicialmente en forma cualitativa, mediante representación gráfica y posteriormente en forma cuantitativa, mediante correlación de Spearman (análisis no paramétrico). El análisis de correlación se aplicó con nivel de significancia $p = 0.05$, utilizando el software RStudio versión 0.98.1103 (RStudio, 2012).

Tabla 1. Grupos funcionales definidos para el análisis de la comunidad de peces del ecosistema del Río de la Plata y la plataforma continental adyacente.

Categoría ecológica	Grupo funcional	Métricas candidatas	Abreviación
Hábitat	Dulceacuícola	Abundancia relativa de dulceacuícola	DUL
	Estuarino	Abundancia relativa de estuarino	EST
	Marino-estuarino	Abundancia relativa de marino-estuarino	MAR-EST
	Marino	Abundancia relativa de marino	MAR
Grupo trófico	Carnívoro	Abundancia relativa de carnívoro	CAR
	Omnívoro	Abundancia relativa de omnívoro	OMN
	Detritívoro	Abundancia relativa de detritívoro	DET
Nivel trófico	NT2: consumidor primario	Abundancia relativa de nivel trófico 2	NT2
	NT3: consumidor secundario	Abundancia relativa de nivel trófico 3	NT3
	NT4: consumidor terciario	Abundancia relativa de nivel trófico 4	NT4
Uso de estuario	Anádromo	Abundancia relativa de anádromo	A
	Catádromo	Abundancia relativa de catádromo	C
	Visitante marino	Abundancia relativa de visitante marino	VM
	Marino-estuarino oportunista	Abundancia relativa de marino-estuarino oportunista	MEO
	Estuarino residente	Abundancia relativa de residente estuarino	ER
	Oceanódromo	Abundancia relativa de oceanódromo	O

6. Resultados

6.1. Variabilidad temporal de los grupos funcionales

En la categoría Hábitat, para los principales grupos funcionales se observó una tendencia a incremento temporal de la abundancia relativa del grupo estuarino y marino-estuarino y en contraste una tendencia decreciente de la abundancia relativa del grupo funcional marino (Fig. 2). En la categoría Grupo trófico ocurrió un incremento de la abundancia relativa en omnívoros y detritívoros, con disminución temporal de la abundancia en carnívoros (Fig. 3). En la categoría Uso de estuario se observó un aumento temporal de la abundancia relativa en los grupos estuarino residente, marino-estuarino oportunista, visitante marino, anádromo y catádromo, mientras que disminuyó la abundancia del grupo oceanódromo (Fig. 4 A-B). En la categoría Nivel trófico se observó un aumento en la abundancia relativa de consumidores primarios (NT2) y secundarios (NT3) y una tendencia a la disminución de la abundancia de consumidores terciarios (NT4; Fig. 5).

6.2. Selección de grupos funcionales

Los resultados del ACP indicaron que los dos primeros componentes explican el 72.3% de la varianza total de los datos analizados. Considerando los requisitos fijados para el ACP (*i.e.*, $\text{corr}=0.6$, $\text{ctr}=6.0$) se seleccionaron los grupos funcionales: marino, estuarino, carnívoro, omnívoro, NT2, NT3, NT4, marino-estuarino oportunista, anádromo y oceanódromo (Fig. 6). En la Tabla 2 se presentan los valores de contribución y correlación obtenidos por cada grupo funcional seleccionado respecto a los dos primeros componentes principales.

La respuesta esperada ante un aumento en la degradación del ecosistema y el valor de referencia para cada métrica seleccionada se presentan en la Tabla 3. En base a antecedentes fue posible determinar la respuesta esperada para las siguientes métricas: carnívoro, omnívoro, NT2, NT3, NT4, marino-estuarino oportunista y anádromo (Karr *et al.*, 1981; Pauly *et al.*, 1998; Harrison & Whitfield, 2004; Milessi *et al.*, 2005; Breine *et al.*, 2007; Henriques *et al.*, 2008; Delpech *et al.*, 2010; Cardoso *et al.*, 2010; Cabral *et al.*, 2012; Milessi & Jaureguizar, 2013). Para las métricas estuarino, marino y oceanódromo no se encontraron antecedentes de la tendencia que presentan ante un aumento en la perturbación, por lo tanto la respuesta esperada se determinó en base a métricas similares (*e.g.* estuarinos residentes y visitantes marinos). Se identificó que la abundancia relativa de los grupos funcionales omnívoro, NT2 y NT3 aumenta ante perturbaciones en el ecosistema. Mientras que los grupos marino, estuarino, carnívoro, NT4, marino-estuarino oportunista, anádromo y oceanódromo decrecen ante un aumento en la perturbación.

Tabla 2. Grupos funcionales seleccionados en cada categoría ecológica a través del Análisis de Componentes Principales. Se presenta la contribución (Ctr), la correlación (Corr) y el valor de significancia (p) de los grupos funcionales asociados a cada componente principal (PC). Por significado de las abreviaciones utilizadas para identificar a los grupos funcionales ver Tabla 1.

Categoría ecológica	Grupo funcional	PC1			PC2		
		Corr	Ctr	p	Corr	Ctr	p
Hábitat	MAR	-0.828	8.346	4.14E-05	-0.494	7.247	0.04383
	EST	0.718	6.281	1.17E-03	0.42	5.233	-
Grupo trófico	CAR	-0.624	4.751	7.38E-03	0.735	16.027	0.00078
	OMN	0.619	4.664	8.11E-03	-0.736	16.064	0.00076
Nivel trófico	NT2	0.623	4.733	7.53E-03	-0.736	16.072	0.00076
	NT3	0.581	4.119	1.44E-02	0.61	11.065	0.00925
	NT4	-0.878	9.385	3.70E-06	0.116	0.403	-
Uso de estuario	MEO	0.92	10.319	1.70E-07	-0.087	0.226	-
	A	0.719	6.299	1.15E-03	-0.089	0.233	-
	O	-0.967	11.403	2.40E-10	-0.132	0.515	-

Tabla 3. Métricas indicadoras seleccionadas mediante Análisis de Componentes Principales. Son presentados los valores de referencia (VR) y respuesta esperada (RE) así como la bibliografía utilizada para determinar la RE. * Grupos funcionales nunca antes usados como métricas para la construcción de índices ecológicos. AR=Abundancia relativa.

Métrica seleccionada	VR		RE	Referencia
	Máx.	Min.		
1. AR Estuarino*	0.285	0.191	Decrece	Presente estudio
2. AR Marino*	0.329	0.163	Decrece	Presente estudio
3. AR Carnívoro	0.977	0.831	Decrece	Karr <i>et al.</i> (1981); Harrison & Whitfield (2004); Breine <i>et al.</i> (2007); Henriques <i>et al.</i> (2008).
4. AR Omnívoro	0.166	0.0212	Aumenta	
5. AR NT2	0.167	0.022	Aumenta	Pauly <i>et al.</i> (1998); Milessi <i>et al.</i> (2005); Milessi & Jaureguizar (2013).
6. AR NT3	0.387	0.229	Aumenta	
7. AR NT4	0.736	0.547	Decrece	
8. AR Marino-estuarino oportunista	0.624	0.384	Decrece	Breine <i>et al.</i> (2007); Delpech <i>et al.</i> (2010); Cardoso <i>et al.</i> (2010); Cabral <i>et al.</i> (2012)
9. AR Anádromo	0.0012	8.32E-05	Decrece	Breine <i>et al.</i> (2010); Delpech <i>et al.</i> (2010); Cabral <i>et al.</i> (2012)
10. AR Oceanódromo*	0.502	0.195	Decrece	Presente estudio

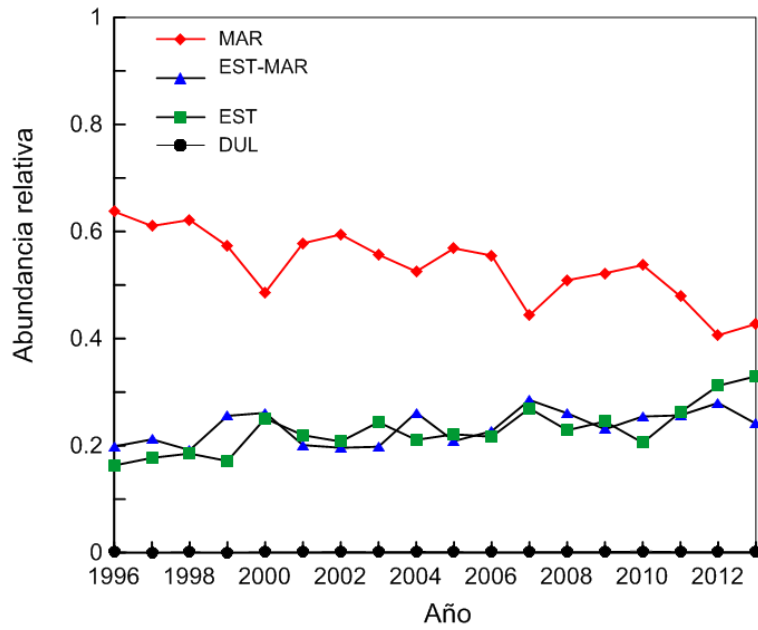


Fig. 2. Evolución temporal de la abundancia relativa de grupos funcionales de la categoría ecológica Hábitat (MAR=marino, EST-MAR=estuarino-marino, EST=estuarino y DUL=dulceacuícola).

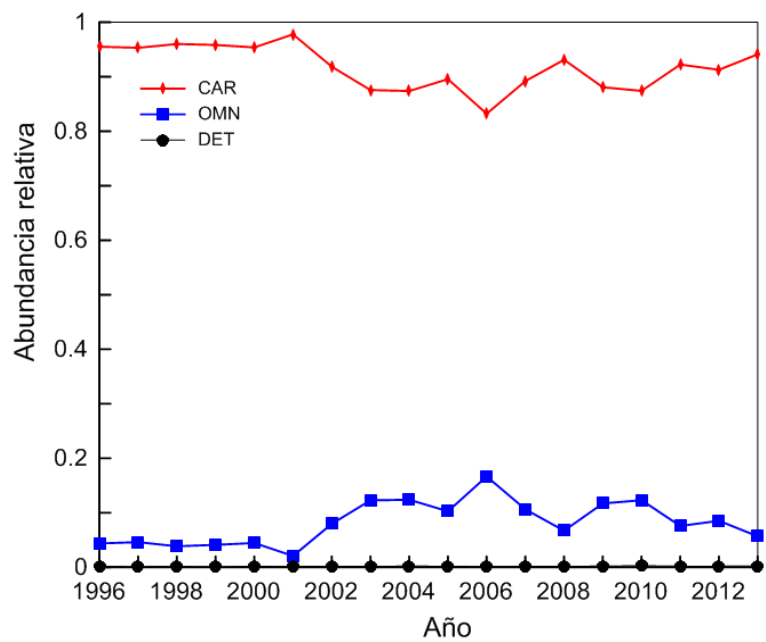


Fig. 3. Evolución temporal en la abundancia relativa de grupos funcionales de las categorías ecológicas Grupo trófico (CAR=carnívoro, OMN=omnívoro y DET=detrítico).

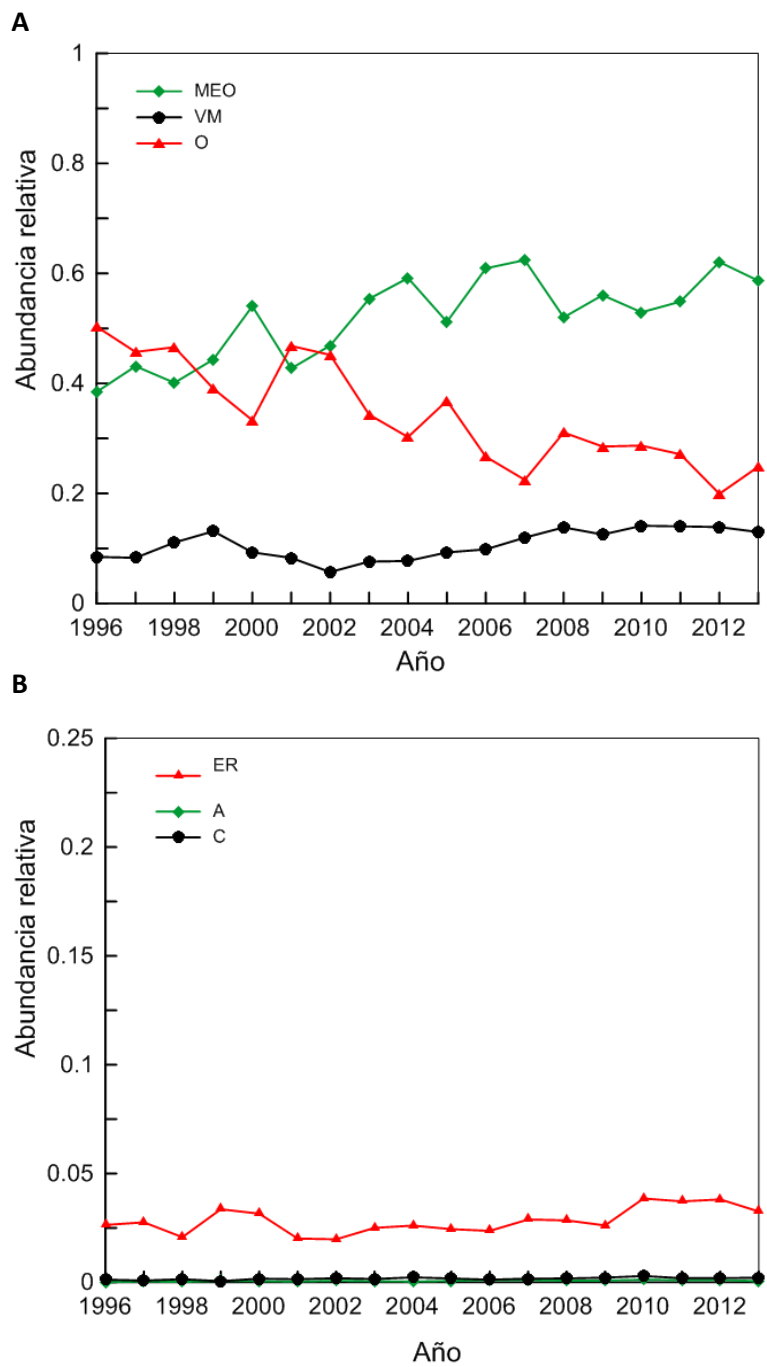


Fig. 4. Evolución temporal de la abundancia relativa de grupos funcionales de la categoría ecológica Uso de estuario. A. MEO= marino-estuarino oportunista, VM= visitante marino, y O=oceanódromo, B. ER=estuarino residente, A=anádromo, C=catádro.

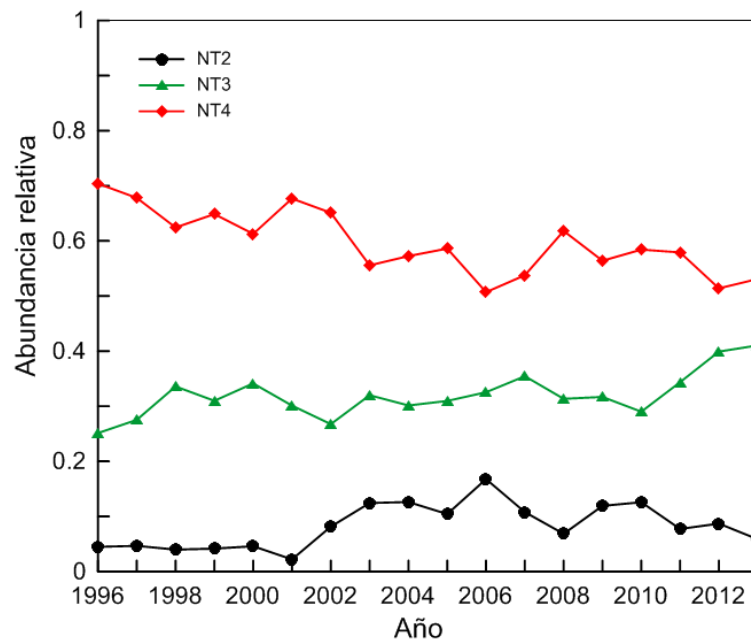


Fig. 5. Evolución temporal en la abundancia relativa de grupos funcionales de las categorías ecológicas Nivel trófico (NT2=nivel trófico 2, NT3=nivel trófico 3 y NT4=nivel trófico 4).

Variables factor map (PCA)

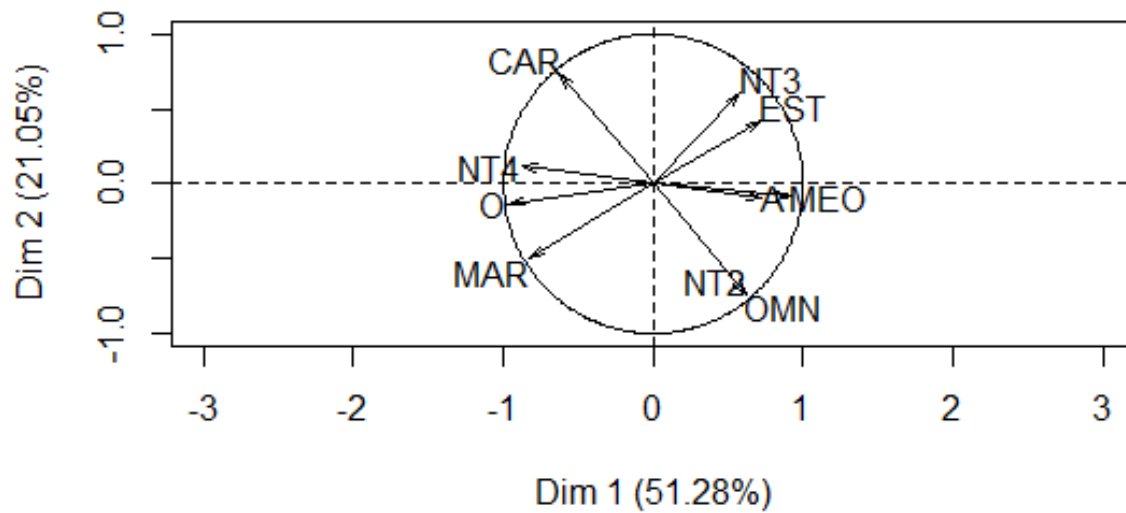


Fig. 6. Análisis de Componentes Principales. Salida gráfica para representar a los grupos funcionales seleccionados. Dim1= Componente principal 1, Dim2= Componente principal 2, MAR =Marino, EST= Estuarino, MEO= Marino-estuarino oportunista, A= Anádromo, O =Oceanódromo, CAR= Carnívoro, OMN=Omnívoro, NT2= Nivel trófico 2, NT3= Nivel trófico 3, NT4= Nivel trófico 4.

6.3. Índices ecológicos: tendencia y evolución temporal

La evolución de IBI-RdIP no presentó una tendencia global significativa y se observaron tres periodos distintos ($R^2= 0.2$; prueba-t= 3.591, $p<0.01$; Fig. 7 A). Entre los años 1996 y 2001, este índice presentó valores altos (mayor a 6.5) con una tendencia positiva alcanzando el valor máximo en 2001 (IBI-RdIP= 7.43). Entre 2001 y 2006 se observó una tendencia negativa, alcanzándose el valor mínimo en 2006 (IBI-RdIP= 4.8). Entre 2006 y 2013 los valores de este índice aumentaron aunque con gran variabilidad, observándose una tendencia positiva para ese periodo (Fig. 7 A).

El IE-RdIP presentó una tendencia global positiva significativa ($R^2= 0.55$; prueba-t = -4.415, $p<0.01$; Fig. 7B). Entre los años 1996 y 2000 los valores del IE-RdIP registraron un marcado incremento, aunque el valor mínimo del índice ocurrió en 1996 (IE-RdIP= 0.53). A partir del año 2000 los valores de índice se mostraron altamente variables, registrándose tanto valores altos (2000= 6.6; 2007= 7.5) como el segundo valor más bajo de la serie (2002= 1.65). Entre los años

2010 y 2013 el índice presentó una tendencia positiva, alcanzando el valor máximo de la serie en 2012 (IE-RdIP= 9.48; Fig. 7 B).

El índice P/D no presentó una tendencia global significativa a lo largo de la serie temporal (prueba-t = -1.325, $p > 0.01$; Fig. 7 C). La evolución del índice permitió reconocer tres periodos, durante 1996-2001 el índice mostró valores bajos y estables; registrándose en 2001 el valor más bajo de la serie (P/D= 0.04). A partir de 2002 se observó una tendencia creciente, alcanzando el valor máximo de la serie en 2006 (P/D= 0.27). A partir de 2007 y hasta 2013 se observó una tendencia negativa. La tendencia positiva en los años 2001-2006 está dada por el aumento en la abundancia relativa de pelágicos y disminución de especies demersales. A partir del año 2006 se observa una disminución del índice debido principalmente a la disminución en la abundancia de pelágicos.

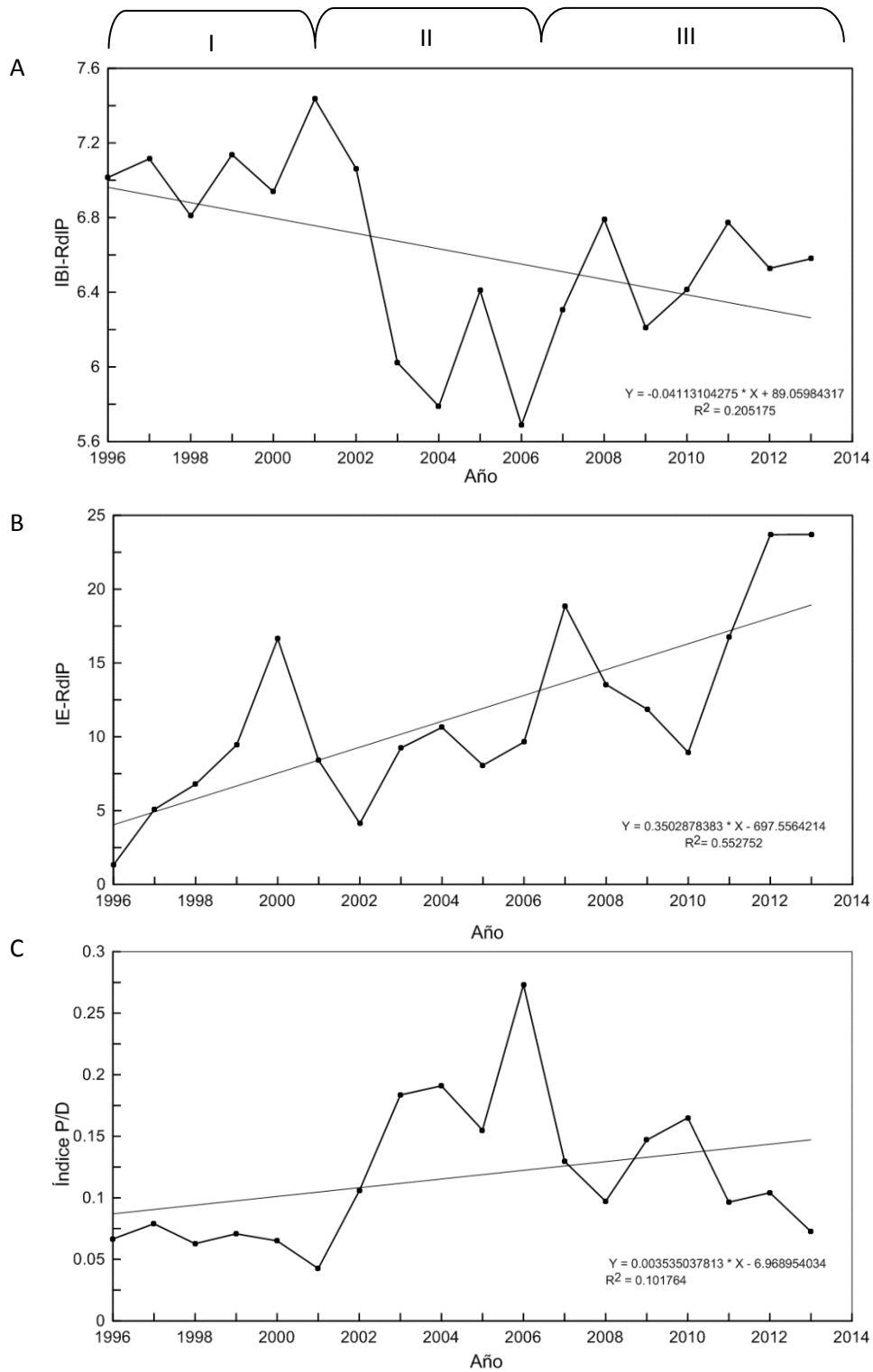


Fig. 7. Evolución temporal de los índices ecológicos. A. Índice de integridad biótica del RdIP (IBI-RdIP), B. Índice ecológico del RdIP (IE-RdIP), C. Índice Pelágicos/Demersales (Índice P/D). Se delimitan los tres periodos de tiempo analizados en el texto (I, II y III).

6.4. Comparación con otros indicadores ecosistémicos

El índice ecológico IBI-RdIP presentó tendencia negativa similar al índice FIB y al NTm únicamente para el período 2000-2006 (Fig. 8 A-B). Durante los años 2000 y 2001 se observó un incremento en los valores de los tres índices, siendo que el IBI-RdIP alcanzó el valor máximo de la serie en 2001, luego a partir de 2002 hasta 2006 se observó una tendencia negativa en los tres índices. El índice IE-RdIP presentó una tendencia opuesta respecto al índice FIB y al NTm, mientras los índices FIB y NTm presentaron tendencias decrecientes, el IE-RdIP presentó una tendencia global positiva (Fig. 9A-B). El índice P/D presentó una tendencia opuesta respecto al índice FIB y al NTm, especialmente durante el período 2000-2010, donde ocurrió disminución de los valores de FIB y NTm y por el contrario el índice P/D aumentó alcanzando los valores más altos de la serie con el valor máximo en 2006 (P/D=0.27; Fig. 10 A-B).

Las correlaciones entre los tres índices ecológicos (IE-RdIP, IBI-RdIP y P/D) y los indicadores del estado de la comunidad de peces (índices FIB y NTm) se presentan en la Tabla 4. El NTm presentó una correlación significativa con los índices ecológicos IE-RdIP ($r_s = -0.81$) y IBI-RdIP ($r_s = 0.71$) y presentó correlación negativa no significativa con el índice P/D ($r_s = -0.53$). El índice FIB presentó una alta correlación significativa con los índices ecológicos IE-RdIP ($r_s = -0.84$) e IBI-RdIP ($r_s = 0.60$) y presentó una correlación negativa, aunque no significativa con el índice P/D ($r_s = -0.53$).

Tabla 4. Coeficiente de correlación de Spearman (triángulo superior) y p-valor asociado (triángulo inferior) entre el Índice ecológico del Río de la Plata (IE-RdIP), Índice de integridad biótica del Río de la Plata (IBI-RdIP), Índice Pelágicos-Demersales (P/D), Índice de pesquerías en balance (FIB) y Nivel trófico medio de las capturas (NTm). * Nivel de significancia, $p < 0.05$.

	IE-RdIP	IBI-RdIP	P/D	NTm	FIB
IE-RdIP	-	-0.39	0.12	-0.81*	-0.84*
IBI-RdIP	0.1126	-	-0.85*	0.71*	0.60*
P/D	0.6449	0	-	-0.53	-0.53
NTm	0.0005	0.0048	0.0514	-	0.89*
FIB	0.0002	0.0221	0.0537	0	-

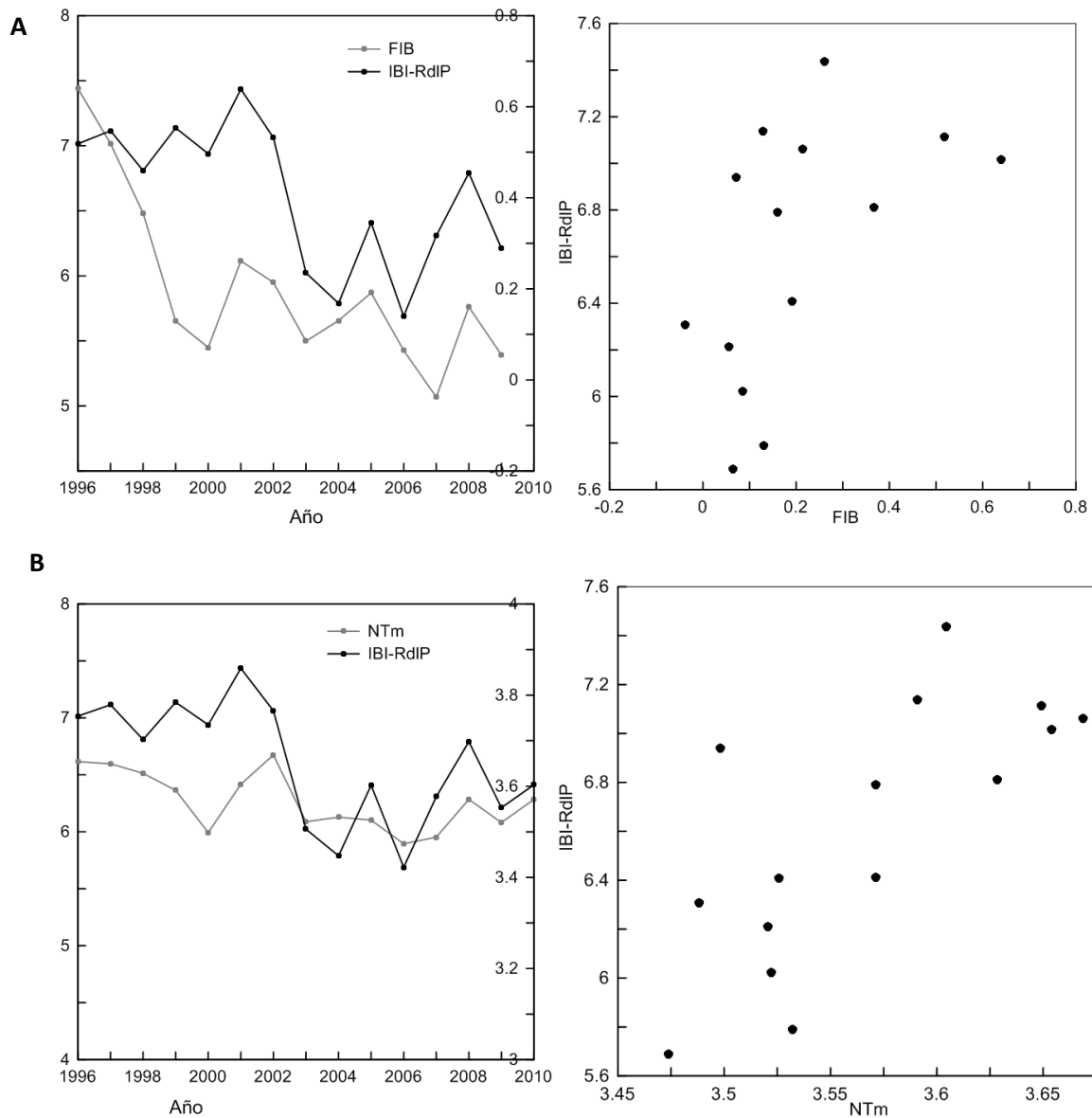


Fig. 8. Análisis temporal comparativo entre Índice de Integridad Biótica del ecosistema del Río de la Plata (IBI-RdIP) y otros índices publicados previamente. A. Índice de pesquerías en balance, FIB; B. Nivel Trófico medio de las capturas, NTm.

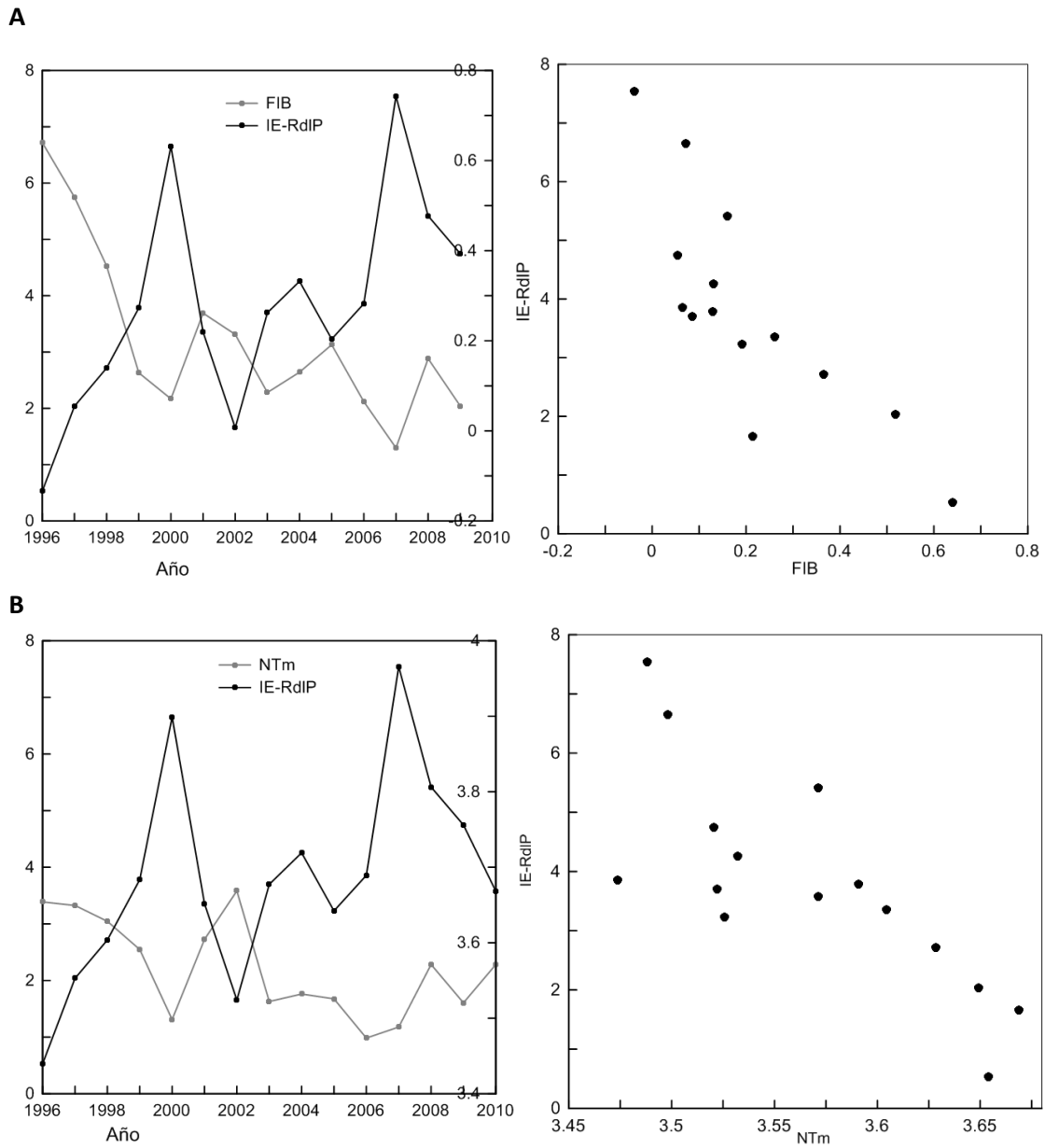


Fig. 9. Análisis temporal comparativo entre Índice Ecológico del ecosistema del Río de la Plata (IE-RdIP) y otros índices publicados previamente. A. Índice de pesquerías en balance, FIB; B. Nivel Trófico Medio de las capturas, NTm.

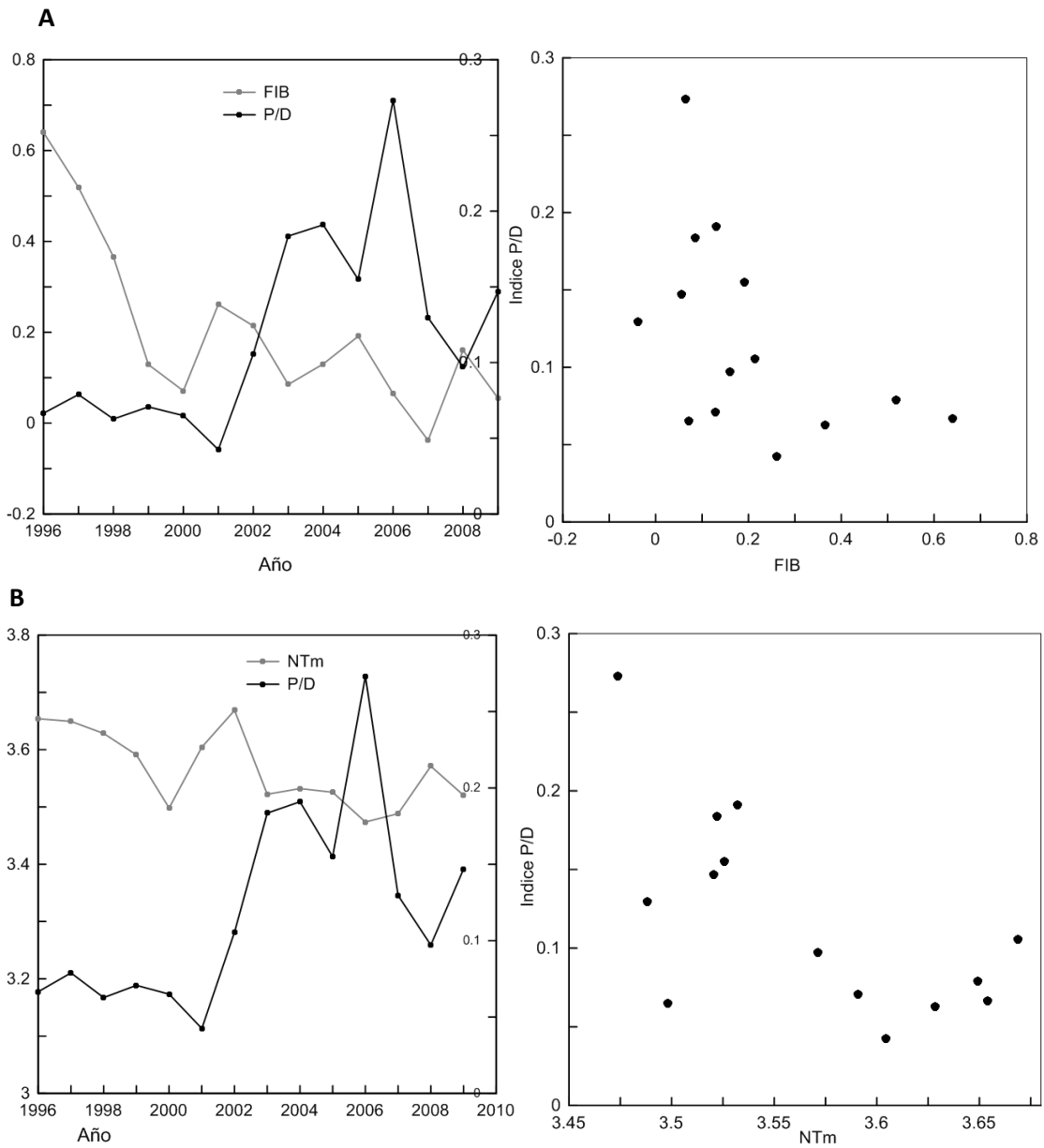


Fig. 10. Análisis temporal comparativo entre Índice Pelágicos/Demersales (P/D) del ecosistema del Río de la Plata y otros índices publicados previamente. A. Índice de pesquerías en balance, FIB; B. Nivel Trófico Medio de las capturas, NTm.

6.5. Factores ambientales

De acuerdo al criterio establecido por Guerrero *et al.* (2003), el caudal para el período 1996-2013 se mantuvo dentro de valores de caudal medio, excepto para los años 1998 ($Q= 34356 \text{ m}^3/\text{s}$) y 2010 ($Q= 28596 \text{ m}^3/\text{s}$), donde se registraron los valores máximos de caudal (Fig. 11 A). El valor mínimo de caudal fue registrado en 2006 ($Q= 16283 \text{ m}^3/\text{s}$). El índice AMM presentó valores positivos excepto en los años 2000, 2002 y 2009, donde ocurrieron valores negativos. Los valores máximos del índice AMM fueron registrados en 2005 y 2010 (Fig. 11 B).

El índice IBI-RdIP y el caudal del RdIP presentaron correlación para el período 2000-2013, años en los que se registraron valores bajos de caudal se presentaron valores bajos de IBI-RdIP (Fig. 12 A). En cambio el índice IE-RdIP y el caudal del RdIP presentaron una evolución temporal completamente opuesta para el periodo 1996-2013 (Fig. 12 B). Un aumento en el valor del índice IE-RdIP coincidió con disminución de descarga del RdIP, excepto en los años 2007-2008. La tendencia del índice P/D también fue opuesta a los valores de caudal del RdIP, valores bajos de P/D coincidieron con valores altos de caudal (Fig. 12 C). Respecto al índice AMM, gráficamente no se observó concordancia con ninguno de los índices ecológicos construidos (Fig. 13 A-C).

Tabla 5. Coeficiente de correlación de Spearman (triángulo superior) y p-valor asociado (triángulo inferior) entre Índice ecológico del Río de la Plata (IE-RdIP), Índice de integridad biótica del Río de la Plata (IBI-RdIP), Índice Pelágicos-Demersales (P/D), caudal del RdIP (QRdIP) y Modo Meridional del Atlántico (AMM). * Nivel de significancia, $p < 0.05$.

	Q-RdIP	AMM	IE-RdIP	IBI-RdIP	P/D
Q-RdIP	-	0.15	-0.4	0.32	-0.21
AMM	0.5534	-	0.11	-0.34	0.25
IE-RdIP	0.1025	0.6627	-	-0.39	0.12
IBI-RdIP	0.1941	0.1681	0.1126	-	-0.85*
P/D	0.4136	0.3196	0.6449	0	-

Las correlaciones analizadas entre los índices ecológicos y los factores ambientales analizados arrojaron valores no significativos (Tabla 5). El caudal de descarga del RdIP presentó correlación no significativa negativa con el índice IE-RdIP ($r_s = -0.4$) y positiva con el índice IBI-RdIP ($r_s = 0.32$). Mientras tanto, el caudal del RdIP y P/D presentaron correlación negativa no

significativa muy baja ($r_s = -0.19$). El índice AMM presentó correlación no significativa negativa con el índice IBI-RdIP ($r_s = -0.34$) y positiva con el índice P/D ($r_s = 0.27$).

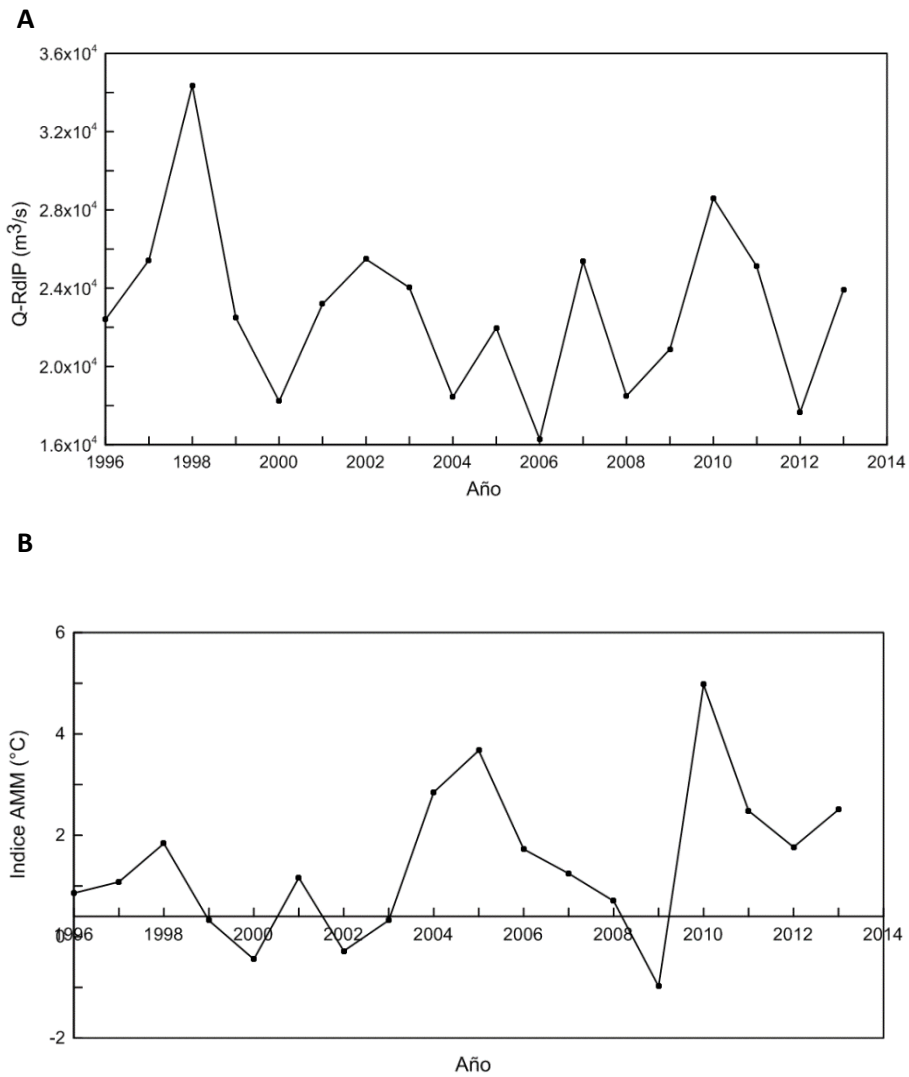


Fig. 11. Evolución temporal de dos factores ambientales. A. Caudal de descarga del Río de la Plata (Q-RdIP), B. Modo Meridional del Atlántico (Índice AMM).

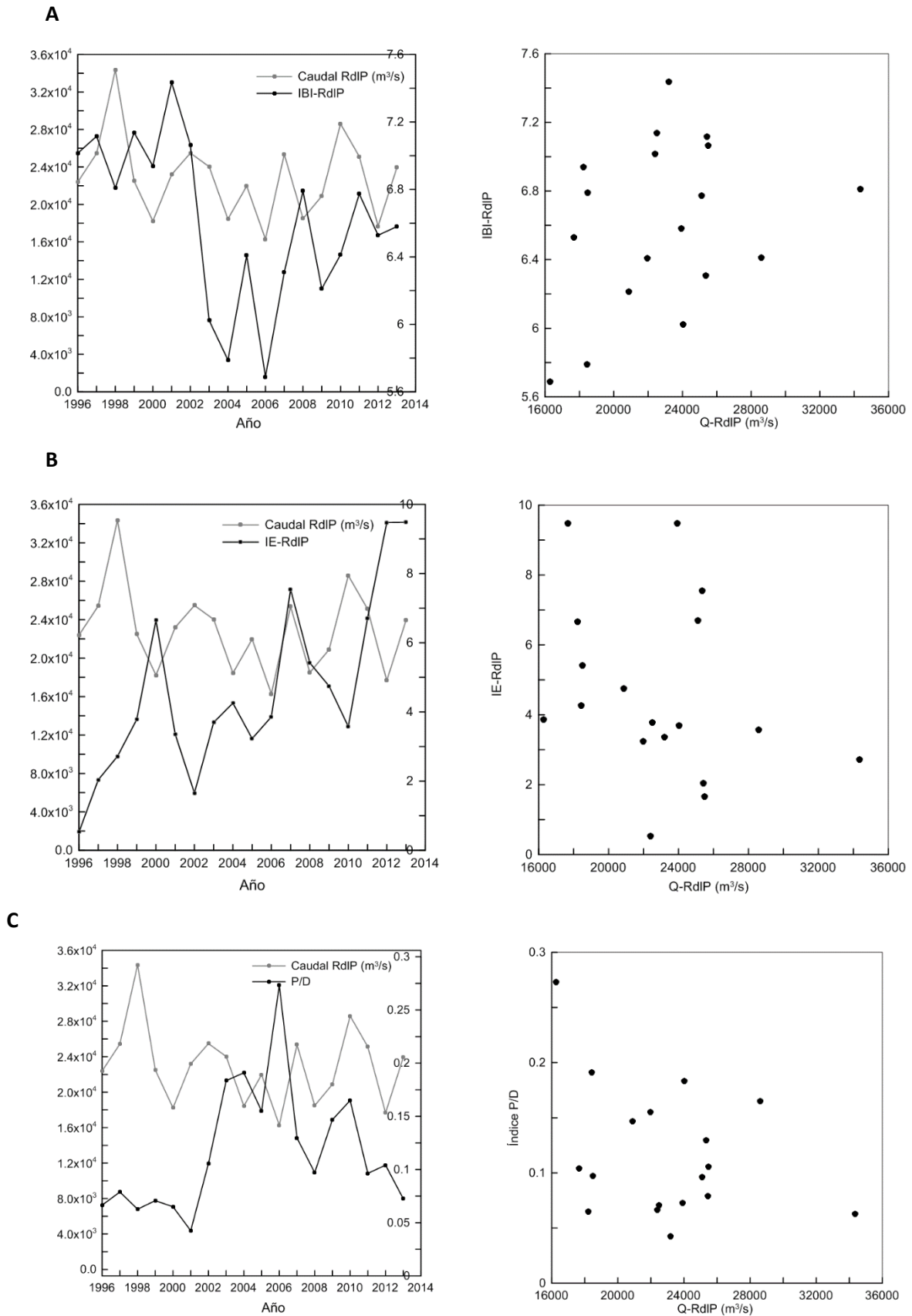


Fig. 12. Análisis temporal comparativo entre caudal de descarga del Río de la Plata (Q-RdIP) y los índices ecológicos calculados para este estudio. A. Índice de integridad biótica del RdIP (IBI-RdIP), B. Índice ecológico del RdIP (IE-RdIP), C. Índice Pelágicos/Demersales (P/D)

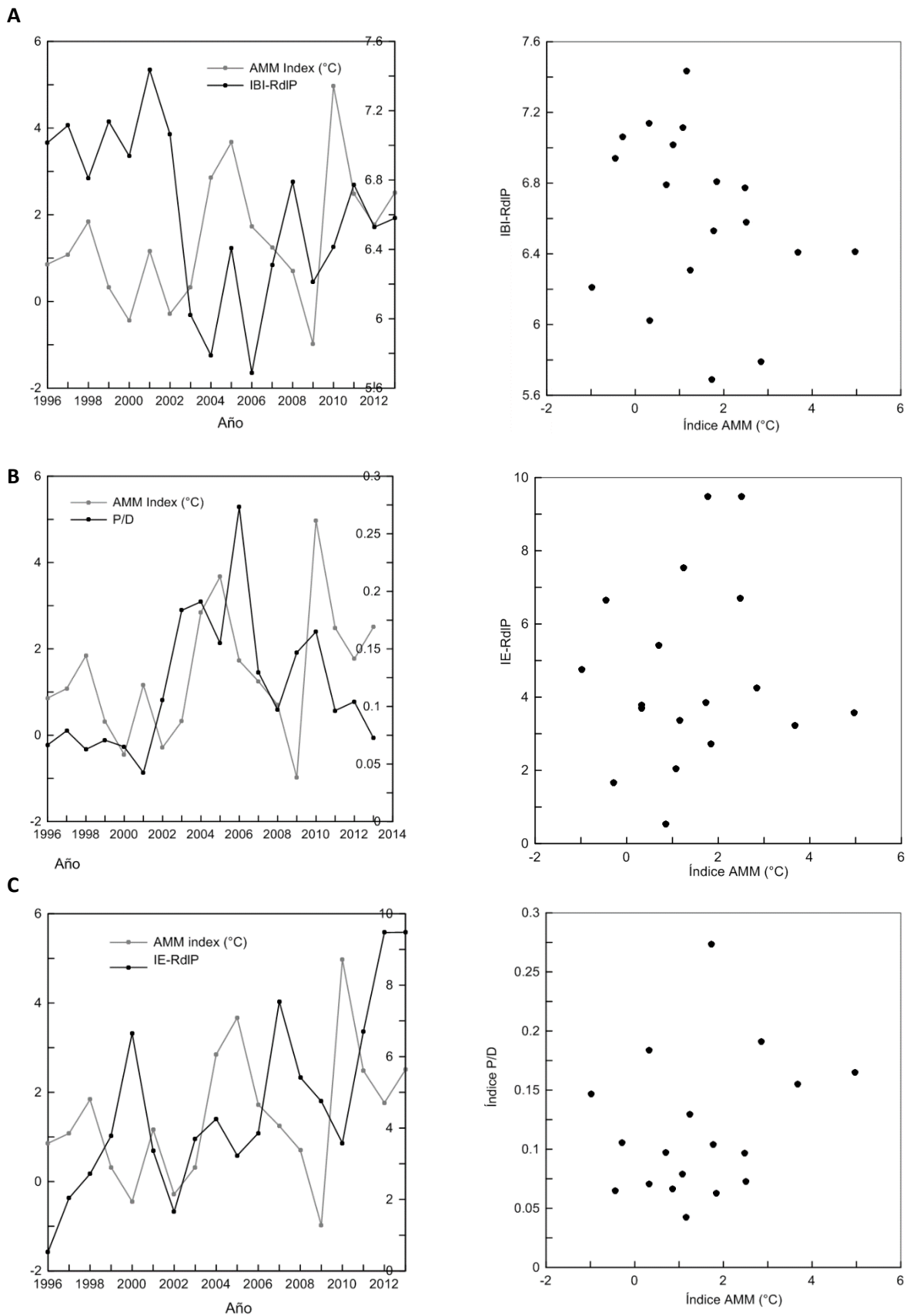


Fig. 13. Análisis temporal comparativo entre el Modo Meridional del Atlántico (Índice AMM) y los índices ecológicos calculados para este estudio. A. Índice de integridad biótica del RdIP (IBI-RdIP), B. Índice ecológico del RdIP (IE-RdIP), C. Índice Pelágicos/Demersales (P/D).

7. Discusión

Este trabajo evaluó la calidad ecológica del ecosistema del estuario del RdIP y plataforma continental adyacente entre los años 1996 y 2013 mediante el uso de índices ecológicos basados en grupos funcionales presentes en la comunidad de peces. Se reconocen tres períodos distintos en la evolución de la calidad del ecosistema en base a los índices construidos (Fig. 6), observándose una recuperación de su integridad durante el último período de tiempo analizado. Fue posible ajustar el desempeño de los índices ecológicos a través de la comparación con otros indicadores ecológicos, tales como los índices FIB y el NTm. No se encontró correlación significativa entre la calidad ecológica del ecosistema medida por los tres índices ecológicos y la variabilidad ambiental medida por las forzantes ambientales (descarga del RdIP, índice AMM).

7.1. Grupos funcionales

Las tendencias positivas en la abundancia relativa de tres de los cuatro grupos funcionales de la categoría Hábitat indicó que factores externos al ecosistema (*e.g.* factores ambientales y antropogénicos) no tuvieron impactos negativos sobre los grupos dulceacuícola, estuarino y marino-estuarino en el periodo de tiempo analizado, mientras que el grupo funcional marino, fue impactado negativamente. El aumento observado en la abundancia relativa de los grupos estuarino y marino-estuarino es consistente con los resultados de Lorenzo *et al.* (2011), quienes reportan aumentos interanuales en la abundancia de los ensamblajes estuarino interno y estuarino externo para el período 1991-1993. Los antecedentes indican que la tendencia observada en los grupos funcionales estuarino y marino-estuarino se ha mantenido en el tiempo.

La tendencia temporal positiva de aumento en la abundancia de los grupos funcionales que utilizan el estuario del RdIP de forma permanente u ocasional durante su ciclo de vida (ER, MEO, VM, C y A) sugiere que la funcionalidad del estuario se ha mantenido a lo largo del tiempo, ya sea como área de desove, alimentación, cría de juveniles, refugio o como ruta de migración. Hasta el presente, únicamente Rico (2003) y Muñoz (2012) analizaron el uso espacial del estuario del RdIP por parte de distintos grupos funcionales presentes en la comunidad de peces, sin embargo estos trabajos no evaluaron cambios temporales en la abundancia de dichos grupos. Este trabajo aborda por primera vez el análisis de la evolución temporal de uso del estuario del RdIP.

En ambientes estuarinos, las fluctuaciones en la abundancia de peces dulceacuícolas, estuarinos y marinos están dadas por variaciones en factores ambientales (*e.g.* precipitación, descarga de ríos y salinidad) y por combinación de distintos factores biológicos (*e.g.* reproducción y reclutamiento; Barletta *et al.*, 2008). Las variaciones en la descarga de ríos sobre estuarios afectan la temperatura, salinidad, turbidez, concentración de oxígeno disuelto y señales químicas e indirectamente afectan la diversidad del hábitat, la productividad, el reclutamiento, la disponibilidad de alimento y la competencia (Whitfield, 1999). Cambios en la entrada de nutrientes, sedimentos y salinidad, asociados a variaciones en la descarga de agua dulce, tienen implicancias sobre la productividad primaria y estructura trófica de los estuarios, así como en la composición y abundancia de especies (Alber, 2002; Chassot *et al.*, 2007; Ware & Thompson, 2005). Los mecanismos que explican la respuesta de especies estuarinas a cambios en la descarga de agua dulce incluyen el incremento en crecimiento y la supervivencia debido al aporte de nutrientes (aumento de la producción primaria y secundaria) y a alteraciones de abundancia debido a cambios físicos en el ambiente (Whitfield, 1999). Las fluctuaciones en la salinidad modifican la disponibilidad de hábitat, lo que en consecuencia altera la abundancia de especies que hacen uso del hábitat (Kimmerer, 2002). Los efectos sobre la disponibilidad de hábitat derivan de cuatro principales factores ambientales: fluctuaciones en las tasas de suministro de sedimentos, en salinidad, turbidez y temperatura (Gillson, 2011).

Por otro lado la variabilidad en el proceso de reclutamiento es una de las principales causas de las variaciones interanuales en la abundancia de peces marinos que utilizan el estuario (Martinho, 2009). Dicha variabilidad es una consecuencia de factores denso-dependientes (depredación, la mortalidad, la competencia por el alimento y refugio) y/o factores denso-independientes (características hidrológicas, viento, corrientes, salinidad, turbidez, temperatura y grandes patrones atmosféricos).

Considerando lo anterior, el aumento en abundancia relativa de los grupos estuarinos de las categorías hábitat (EST y EST-MAR) y uso de estuario (ER, VM y MEO) sugiere por un lado que la variabilidad en los factores físicos en el periodo de tiempo analizado (*e.g.* temperatura, salinidad, turbidez, etc.) no ha afectado negativamente dichos grupos funcionales. El aumento en abundancia relativa de estos grupos podría deberse a aumentos en la productividad primaria del estuario asociados con variaciones en la descarga del RdIP sobre la costa oceánica y a que el reclutamiento de las especies que utilizan el estuario no se vio afectado por la variación ambiental del estuario.

La tendencia de los grupos funcionales tróficos (de las categorías NT y Grupo trófico) indica que a lo largo del tiempo ha sucedido un cambio en la trama trófica de la comunidad de peces, dado por el aumento de consumidores primarios (NT2) y secundarios (NT3) con hábitos omnívoro y detritívoro y a su vez, la disminución de consumidores terciarios (NT4) con hábito carnívoro. La disminución en el NT de los desembarques es consistente con análisis previos donde se ha reportado un proceso de degradación en la estructura trófica del ecosistema observado principalmente a partir de las especies de peces capturados en la ZCPAU (Milessi *et al.*, 2005; Jaureguizar & Milessi, 2008; Milessi & Jaureguizar, 2013). Esto evidencia que ha ocurrido un deterioro en la estructura trófica del ecosistema del RdIP a lo largo del tiempo que se continúa hasta el presente.

La estructura trófica de la comunidad puede verse alterada mediante dos procesos. Por un lado, la reducción o eliminación de niveles tróficos altos a causa de su extracción por la pesca (Pauly *et al.*, 1998). Por otro lado, las alteraciones en la trama trófica pueden estar dados por cambios en la cantidad de nutrientes disponibles. La disminución en la disponibilidad de nutrientes en el ambiente puede tener efectos negativos sobre la estructura de la trama trófica de la comunidad, como el aumento de algunos grupos (*e.g.* herbívoros, omnívoros detritívoros, carnívoros primarios y secundarios) y disminución o ausencia de otros (*e.g.* predadores terciarios; Alber, 2002). Si se considera el incremento temporal observado de los grupos funcionales estuarinos dado en parte posiblemente por un aumento en la productividad del medio, el deterioro en la trama trófica debido a limitaciones en la disponibilidad de alimento resulta poco probable. Es posible que los cambios en la estructura trófica de la comunidad se deban a la incidencia de la pesca.

7.2. Índices ecológicos IBI-RdIP e IE-RdIP

Las tendencias observadas en ambos índices permitieron identificar tres períodos en la evolución de los índices. En un primer periodo, de 1996 a 2001, los valores altos de IBI-RdIP sugieren que el ecosistema presentó una buena calidad ecológica. En un segundo periodo, de 2002 a 2006, se observaron valores bajos en los dos índices ecológicos (IBI-RdIP e IE-RdIP) acorde con período de degradación del ecosistema. A partir del 2006 la tendencia de aumento en los valores de los índices ecológicos sugiere una recuperación en la calidad del sistema.

Los valores altos en los puntajes de los índices IBI-RdIP e IE-RdIP representan valores altos en la abundancia relativa de los grupos que disminuyen con un aumento en la degradación (EST, MAR, CAR, NT4, MEO, A y O) mientras que representa valores bajos en la abundancia relativa

de los grupos que aumentan con un aumento en la degradación (OMN, NT2 y NT3). Por el contrario los años con puntajes bajos de índices ecológicos representan abundancias relativas bajas de este primer grupo (EST, MAR, CAR, NT4, MEO, A y O) y abundancias relativas del segundo grupo mencionado (OMN, NT2 y NT3).

Las variaciones de los grupos funcionales que componen los índices ecológicos permiten evidenciar los diversos factores que inciden en la dinámica de la comunidad de peces del estuario del RdIP y plataforma adyacente. Las métricas de categoría hábitat permiten evaluar las condiciones morfológicas e hidrológicas del ambiente (Noble *et al.*, 2007). Los grupos funcionales EST y MAR responden principalmente a variaciones en la salinidad y temperatura del ambiente (Jaureguizar *et al.*, 2003; Lorenzo *et al.*, 2011), por lo que las fluctuaciones en estos grupos evidencian cambios físicos e hidrológicos en el área de estudio. Las fluctuaciones en la abundancia relativa de grupos funcionales CAR y OMN proveen información sobre la integridad trófica de la comunidad de peces (Coates *et al.*, 2004; Noble *et al.*, 2007), por lo que permiten detectar cambios en la comunidad analizada debido a alteraciones en la disponibilidad de alimento y/o áreas de alimentación. Los grupos funcionales de nivel trófico (NT2, NT3, y NT4) muestran la composición de la trama trófica de la comunidad de peces analizada. Por lo que estos grupos funcionales son buenos indicadores del efecto de la pesquería sobre la comunidad en el área de estudio (Pauly *et al.*, 1998). Por su parte, los grupos funcionales de uso de estuario son una medida cuantitativa que permite evaluar la calidad y funcionalidad del hábitat estuarino (Coates *et al.*, 2004). Las fluctuaciones en los grupos MEO y O evidencian alteraciones en las áreas de cría, alimentación y reproducción del estuario en el ambiente estuarino y marino respectivamente. Las variaciones de grupos funcionales diádromos proporcionan información sobre el grado de conectividad entre hábitats de las cuencas hidrográficas y la zona oceánica costera (Ray, 2005). Las variaciones en el grupo funcional A permiten detectar alteraciones en la conectividad entre el ambiente dulceacuícola y el ambiente marino.

Por lo tanto, los índices ecológicos IBI-RdIP e IE-RdIP permiten detectar el efecto combinado de la pesquería y los diversos factores ambientales que afectan sobre la comunidad de peces. El efecto de la pesca sobre la comunidad dado por la remoción de organismos grandes, piscívoros, niveles tróficos altos que son el principal objetivo de la pesquería (Pauly *et al.*, 1998, Rochet & Trenkel, 2003). En el componente ambiental las fluctuaciones en los grupos funcionales reflejan la incidencia de procesos físicos, hidrológicos y climáticos en el ecosistema, que actúan a diversas escalas temporales y espaciales; principalmente a través de variaciones en el flujo de agua dulce, temperatura, corrientes, viento y el intercambio con

aguas oceánicas adyacentes. (Cloern, 1985; Sklar & Browder, 1998; Alber, 2002; Stenseth *et al.*, 2002; Lehodey *et al.*, 2006).

En el estuario del RdIP las variaciones ambientales a escala estacional están dadas principalmente por la rotación de los vientos de la costa hacia la plataforma desde verano a invierno y en menor medida por las variaciones en la descarga del RdIP (Simionato *et al.*, 2001; 2005). A escala interanuales las variaciones en la calidad ecológica podrían estar explicadas por variaciones en la descarga del RdIP asociadas al ciclo de oscilación del sur El Niño y cambios en los patrones de vientos (Simionato *et al.*, 2005; Acha *et al.*, 2012). Estos factores controlan, a diferentes escalas, los patrones de circulación, procesos de mezcla parcial y total de la columna de agua y la posición de frentes en el estuario (Framiñan & Brown, 1996; Guerrero *et al.*, 1997; Simionato *et al.*, 2004; Acha *et al.*, 2008). Estos procesos tienen su influencia en la disponibilidad de alimento (a través de la productividad primaria), el reclutamiento, la reproducción, y la migración de las especies que hacen uso del estuario del RdIP y la plataforma continental adyacente.

Al analizar las variaciones en los índices ecológicos se debe tener en cuenta que la variabilidad en las prácticas y reglamentos de la pesca, que pueden tener efectos profundos en las tasas de explotación de las especies y es una consideración importante en la interpretación de los patrones observados en los datos de desembarque (Hondrop *et al.*, 2010). Particularmente en el área de estudio la etapa de sobre-explotación y diversificación de la pesca industrial comenzó en la segunda mitad del 1980 y ganó intensidad durante la década de 1990 (Defeo *et al.*, 2011). La tendencia negativa en los desembarques totales de especies tradicionales determinó una redirección de las pesquerías a especies objetivo más valiosas y de niveles trófico más bajos en la década de 1990 (Milessi *et al.*, 2005). Durante este periodo aumentó la proporción de especies pelágicos pequeños y medianos (*e.g.* *Engraulis anchoita*, *Odontesthes* sp. *Brevoortia* sp., *Scomber japonicus*, *Mugil* sp. y *Parona signata*,) así como crustáceos y moluscos (*Chaceon notialis*, *Zygochlamys patagonica*) en los desembarques. Adicionalmente, en el periodo 1989-1998 ocurrió una re-estructuración de la flota pesquera en Argentina (Bertolotti *et al.*, 2001). Se dio un aumento considerablemente en el número de buques de la flota industrial (80%) y las capacidades pesqueras (*e.g.* HP potencia de motor principal aumentó en un 112,5%), se incorporaron técnicas más eficientes de capturas como tangones para la pesca de langostino, palangre para merluza negra y poteras para calamar. Sin embargo, en este trabajo no fue posible contar con series de datos de esfuerzo nominal de la pesquería por lo que no se pudo medir la influencia dicha variable sobre las variaciones en los índices construidos.

La metodología utilizada para la construcción del índice IBI-RdIP involucra valores de referencia que reflejan la mejor condición alcanzada en el ecosistema bajo análisis. Esto representa una ventaja ya que la evaluación se realiza sobre la base de los mejores datos de referencia disponibles del sitio y la comunidad bajo estudio. Sin embargo, el índice IBI-RdIP debe tomarse con precaución, ya que los valores de referencia provienen de un estado con un grado de degradación, y por ende el índice podría estar subestimando la integridad en algún nivel difícil de cuantificar. El índice IE-RdIP está construido de forma cuantitativa más robusta y refleja de forma más directa la variabilidad de los grupos funcionales utilizados para su cálculo. En este sentido el índice IBI-RdIP posee mayor sesgo que IE-RdIP, lo que se vio reflejado en una mayor correlación de NT y FIB con IE-RdIP.

Las métricas indicadoras para la construcción de índices ecológicos deben seleccionarse sobre la base de los datos disponibles y deben ser adecuadas al tipo de ecosistema y el área geográfica en consideración (Seegert, 2000). Una métrica es útil cuando presenta relevancia ecológica para la comunidad estudiada y es sensible a estrés ambiental (USEPA, 2000). Las métricas candidatas usadas en este trabajo fueron elegidas bajo estas consideraciones, presentan relevancia ecológica a los efectos de los objetivos de la evaluación ya que reflejan características de la estructura y función del ecosistema. La retención de grupos funcionales tales como omnívoro, NT2, NT3, NT4 y anádromos en el proceso de selección era un resultado esperable, ya que han sido usadas ampliamente en evaluaciones y su rol como indicadores de diversos ecosistemas ha sido comprobada. Sin embargo las métricas marino-estuarino oportunista y oceanódromo no habían sido utilizadas previamente en la construcción de índices ecológicos. Por otro lado los grupos funcionales estuarino residente y visitante marino no fueron seleccionados en base a los criterios definidos para incluirlos a partir del ACP a pesar de ser muy utilizados como métricas para la construcción de índices (*e.g.* Breine *et al.*, 2007; Harrison & Whitfield, 2004). Este resultado podría estar relacionado con que las comunidades estuarinas en todo el mundo son muy distintas entre sí, por lo que la importancia relativa de cada grupo funcional puede variar entre regiones biogeográficas (Elliott *et al.*, 2007).

7.3. Índice Pelágicos-Demersales (P/D)

A través del índice P/D se observó que durante el periodo 2001-2006, cuando se registraron valores máximos de índice, ocurrió aumento de la abundancia relativa de especies pelágicas y disminución de la abundancia de especies demersales. Bajo el fundamento del índice P/D, el aumento de los desembarques de peces pelágicos y la disminución de desembarques de peces

demersales podría estar dado por un incremento en la carga de nutrientes disponibles en el ecosistema, siendo favorecidas las especies pelágicas. A su vez, la disminución de especies demersales podría ser una respuesta negativa debido al desarrollo de anoxia en el ambiente.

El enriquecimiento de nutrientes en el medio y la sobre-explotación pueden causar efectos similares sobre la tendencia del índice P/D (Caddy, 1993; 2000; Libralato *et al.*, 2004; Pennino & Bellido, 2012). Por tanto, las variaciones en la composición de las capturas pueden deberse tanto a cambios en la estructura trófica de la comunidad (proceso “pescando abajo en la trama trófica”) como a cambios en la demanda del mercado, tecnologías de captura o en el ambiente (Caddy & Garibaldi, 2000). El índice P/D puede servir como un indicador de las tendencias generales de las pesquerías. Una gran demanda de especies demersales y una tendencia positiva del índice P/D pueden estar indicando disminución de las poblaciones demersales debido a la sobrepesca (Pennino & Bellido, 2012).

En este contexto, los valores altos de P/D registrados durante el periodo 2001-2006 abarcan dos posibles explicaciones: un enriquecimiento en la zona del estuario y plataforma contigua, con las consecuencias antes mencionadas, o un aumento en la tasa de explotación de las especies pelágicas con disminución de especies demersales posiblemente debido a la sobre-explotación de estos recursos pesqueros.

Los resultados del índice muestran que la abundancia de especies demersales se mantiene siempre alta y dominante respecto a las pelágicas. Esta tendencia puede estar dada por un lado al sesgo inevitable que posee este índice debido a que el principal objetivo de la pesquería son especies demersales. Las especies demersales son el principal objetivo de las pesquerías desarrolladas en el área de la ZCPAU. La alta demanda en el mercado y la tendencia negativa observada en la abundancia relativa de especies demersales confirma el estado de sobre-explotación de estos recursos, consistente con lo reportado por estudios anteriores (*e.g.*, Milessi *et al.*, 2005; Defeo *et al.*, 2011). Sin embargo, el aumento abrupto en abundancia relativa de especies pelágicas observado en el periodo 2001-2006 no estaría asociado a cambios en las pesquería ya que durante este período no se ha registrado ningún cambio evidente en la objetivo de la pesca. Esto apoya la hipótesis de que un aumento en la disponibilidad de nutrientes en el área pudiera conducir al aumento en la abundancia relativa de especies pelágicas, lo cual se vio reflejado en los desembarques. Este resultado es consistente con síntomas de eutrofización y contaminación orgánica reportados anteriormente para el RdIP (Gómez *et al.*, 2012).

Resulta difícil realizar afirmaciones sobre la causa de las variaciones en el índice P/D ya que detectan cambios asociados no exclusivamente a variaciones ambientales, sino también asociados con la incidencia de la pesca. No obstante, se trata de un índice sensible a la dinámica de la comunidad y capaz de identificar las tendencias y variaciones de estos grupos de gran importancia en la estructura y función del ecosistema. La baja correlación del índice P/D con los factores ambientales, así como el análisis gráfico de los mismos no permitieron extraer ninguna conclusión al respecto. Por lo que podía ser bueno investigar sobre la relación del índice con otro indicador de productividad primaria del medio como por ejemplo la concentración de Clorofila-a, con la que se ha encontrado relación en otros estudios (*e.g.* Pennino & Bellindo, 2012; Babouri *et al.*, 2015).

7.4. Relación con Índices ecológicos y forzantes ambientales

La alta correlación obtenida entre los tres índices ecológicos con los indicadores pesqueros FIB y NTm permitió corroborar los índices desarrollados. En el período 1996-2000 los valores altos de IBI-RdIP no coinciden con los valores decrecientes de FIB y NTm, esto sugiere que la incidencia de la pesca no se ven reflejada a través de los índices ecológicos, los cuales indican niveles altos de calidad e integridad del ecosistema. La evolución de los índices a partir del 2001 podría deberse los cambios que suceden en la estructura de la comunidad dan lugar a una fuerte incidencia de la presión pesquera. Provocando una degradación general observada por la tendencia negativa en los índices ecológicos durante 2001-2009, la cual coincide con el desequilibrio mostrado por el índice de pesquerías FIB y el decline en los niveles tróficos de los desembarques. La tendencia positiva en los índices ecológicos para el período 2010-2013 sugiere un grado de recuperación de la calidad ecológica, sin embargo no fue posible comparar esta tendencia dado la falta de datos en las series temporales de los indicadores pesqueros.

La diferencia entre los índices FIB-NTm con los índices ecológicos construidos en los años 1996-2000 podría deberse a que se trata de índices diferentes en su composición y calculo. Los índices FIB y NTm se calculan a partir del nivel trófico y el peso de las capturas, por lo que son índices netamente pesqueros. Mientras que los índices IBI-RdIP e IE-RdIP incorporan también variables relacionadas con factores ambientales.

Los valores de correlación entre los índices ecológicos (IBI-RdIP e IE-RdIP) y los factores ambientales indicaron que la variabilidad interanual en la calidad ecológica del ecosistema explicada por los índices no presentó relación con la descarga del RdIP y ni con anomalías de

temperatura superficial del mar estimado a través del índice AMM. Esto sugiere que las variaciones de estos factores ambientales presentan un efecto menor sobre la calidad ecológica representada a través de los índices construidos. La baja correlación entre los índices ecológicos y el Caudal del RdIP y el índice AMM podrían deberse a que los índices construidos en este trabajo no incorporan a todos los componentes del ecosistema (desde productores primarios hasta depredadores tope) y solamente incluye a la comunidad de peces. El caudal del RdIP y el índice AMM son forzantes regionales de macro-escala y su influencia directa se ve reflejada inicialmente en los productores primarios, ya que son los que están más ligados y responden de manera más directa a variaciones en las condiciones físicas del ecosistema.

En este sentido, Vögler *et al.* (2015) encuentran que el efecto positivo (negativo) que presentan los niveles máximos (mínimos) de descarga del RdIP sobre la biomasa de los diferentes niveles tróficos (desde productores primarios hasta consumidores secundarios) estuvieron acoplados con eventos extremos El Niño (La Niña). En dicho estudio se reportan incrementos en la biomasa del ecosistema en el año 1998 los cuales están asociados con el periodo del Niño 1997-1998. La relación entre eventos interanuales El Niño/La Niña y ciclos de sequía e inundaciones ha sido demostrada para la zona de sudeste de Sudamérica (Mechoso & Pérez-Iribarne, 1992; Barros *et al.*, 2002). Las anomalías positivas de precipitaciones asociadas a El Niño causan mayor descarga de agua dulce hacia la plataforma, aumentando la exportación de nutrientes y de productividad primaria (Mechoso & Pérez-Iribarne, 1992; Ciotti *et al.*, 1995). Cabe mencionar que los niveles altos de calidad ecológica observados en el periodo 1996-2000 coinciden con el evento extremo El Niño 1997-1998. El evento del niño podría estar influenciado positivamente sobre los grupos funcionales estuarinos aumentando los valores de índices ecológicos IBI-RdIP e IE-RdIP en dichos años. En contraste, niveles bajos de calidad ecológica, observados en el período 2001-2006, coinciden con el evento La Niña de 2000-2001. La influencia de los eventos interanuales como el Niño sobre la calidad del ecosistema podría evidenciarse mediante el seguimiento temporal de los índices ecológicos construidos en este trabajo y análisis de correlación con dichos fenómenos.

8. Conclusiones y perspectivas

Se construyeron índices ecológicos (IBI- RdIP e IE-RdIP) capaces de evidenciar perturbaciones en el ecosistema del RdIP y plataforma continental adyacente. La comparación de los tres índices ecológicos construidos en este trabajo respecto a otros indicadores (FIB y Ntm) confirma su utilidad para detectar cambios de estado en la calidad ecológica del ecosistema. Por lo que el uso de los índices ecológicos construidos para monitoreo de cambios y tendencias en la estructura y función del estuario del RdIP y plataforma continental adyacente representa una herramienta útil en el contexto del manejo ecosistémico de las pesquerías comerciales.

Los índices ecológicos, IBI-RdIP e IE-RdIP permitieron evaluar el ecosistema en términos de su funcionamiento como área de cría, alimentación, reproducción y migración, así como en términos de la integridad trófica y condición morfológica e hidrológica del ambiente.

Se comprobó que los grupos funcionales seleccionados para la construcción de los índices son útiles como métricas indicadoras de la calidad ecológica del ecosistema. En el caso de los grupos carnívoro, omnívoro, NT2, NT3, NT4, marino-estuarino oportunista, y anádromo, se reafirma su utilidad como indicadores de ecosistemas acuáticos. Mientras que los grupos funcionales estuarino, marino y oceanódromo fueron propuestos por primera vez como indicadores de calidad ecológica del estuario del RdIP y plataforma continental adyacente.

Las variaciones en la calidad ecológica permitieron detectar la influencia de factores ambientales (naturales y antropogénicos) sobre la comunidad de peces, evidenciando procesos físicos, hidrológicos y climáticos en el ecosistema, capaces de actuar a diversas escalas temporales y espaciales. Adicionalmente los tres índices aplicados reflejaron en cierta medida la incidencia de la pesca en la estructura trófica de la comunidad.

Actualmente no existen evaluaciones del ecosistema del RdIP y plataforma continental en escalas temporales similares a las abarcadas en este trabajo. Sin embargo, sería bueno comparar los índices ecológicos obtenidos con otros indicadores de la condición del ecosistema (*e.g.* químicos), con el fin de confirmar la utilidad de los índices en evaluaciones ecológicas y determinar el rango de variabilidad de la calidad del ecosistema. Adicionalmente, sería útil examinar si la tendencia observada en los grupos funcionales se mantiene al incorporar otros grupos funcionales distintos a los considerados en este trabajo (*e.g.* productores primarios, depredadores tope). También sería útil analizar la presión de la pesca

como otra posible forzante, por ejemplo en términos de número de barcos operando en la ZCPAU, y así evaluar en qué medida incide en la calidad del ecosistema.

9. Bibliografía

Adams, S. M. 2005. Assessing cause and effect of multiple stressors on marine systems. *Marine Pollution Bulletin*. 51: 649-657.

Acha, E. M., Mianzan, H. W., Guerrero, R. A., Favero, M., & J. Bava. 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America: physical and ecological processes. *Journal of Marine Systems*. 44: 83-105.

Acha, M. E., Mianzan, H., Guerrero, R., Carreto, J. Giberto, D., Montoya, N. & M. Carignan. 2008. An overview of physical and ecological processes in the Río de la Plata Estuary. *Continental Shelf Research*. 28: 1579-1588.

Acha, E. M., Simionato, C. G., Carozza, C., & H. Mianzan. 2012. Climate-induced year-class fluctuations of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* (Pisces, Sciaenidae) in the Río de la Plata estuary, Argentina–Uruguay. *Fisheries Oceanography*. 21: 58-77.

Albayrak, S., Balkis, H., Zenetos, A., Kurun, A., & C. Kubanc. 2006. Ecological quality status of coastal benthic ecosystems in the Sea of Marmara. *Marine Pollution Bulletin*. 52: 790-799.

Alber, M. 2002. A conceptual model of estuarine freshwater inflow management. *Estuaries*. 25: 1246-1261.

Babouri, K., Pennino, M. G., & J. M. Bellido. 2014. A trophic indicators toolbox for implementing an ecosystem approach in data-poor fisheries: the Algerian and Bou-Ismaïl Bay examples. *Scientia Marina*. 78: 37-51.

Bhathal, B., & D. Pauly. 2008. 'Fishing down marine food webs' and spatial expansion of coastal fisheries in India, 1950–2000. *Fisheries Research*. 91: 26-34.

Barletta, M., Amaral, C. S., Correa, M. F. M., Guebert, F., Dantas, D. V., Lorenzi, L., & U. Saint-Paul. 2008. Factors affecting seasonal variations in demersal fish assemblages at an ecocline in a tropical–subtropical estuary. *Journal of Fish Biology*. 73: 1314-1336.

Blondel, J. 2003. Guilds or functional groups: does it matter?. *Oikos* 100, no. 2 (2003): 223-231.

Beck, M. W., Heck Jr, K. L., Able, K. W., Childers, D. L., Eggleston, D. B., Gillanders, B. M., Halpern, B., Hays, C. G., Hoshino, K., Minello, T. J., Orth, R. J., Sheridan, P. F. & M. P. Weinstein.

2001. The Identification, conservation, and management of estuarine and marine nurseries for fish and invertebrates. *Bioscience*. 51: 633-641.

Berasategui, A. D., Acha, E. M., & N. F. Araoz. 2004. Spatial patterns of ichthyoplankton assemblages in the Río de la Plata Estuary (Argentina–Uruguay). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 60: 599-610.

Bertolotti, M. I., Verazay, G. A., Pagani, A. N., Errazti, E., & J. J., Buono. 2001. Flota pesquera Argentina. Evolución 1960-1998 con una actualización al 2000. INIDEP 1166.

Bilkovic, D. M., Hershner, C. H., Berman, M. R., Havens, K. J., & D. M., Stanhope. 2005. Evaluating nearshore communities as indicators of ecosystem health. *Estuarine indicators*. CRC Press, Boca Raton, Florida. 365-379.

Brazeiro, A., Acha, M., Mianzan, H., Góme-Erache, M., & V. Fernández. 2003. Aquatic Priority Areas for the Conservation and Management of the Ecological Integrity of the Rio de la Plata and its Maritime Front. Technical Report PNUD Project / GEF RLA/99/G31.

Borja, A., Franco, J., & V. Pérez. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*. 40: 1100-1114.

Borja, A., Bricker, S. B., Dauer, D. M., Demetriades, N. T., Ferreira, J. G., Forbes, A. T., Hutchings, P., Xiaoping, J., Kenchington, R., Marques, J. C. & C. Zhu. 2008. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1519-1537.

Borja, A., Bricker, S. B., Dauer, D. M., Demetriades, N. T., Ferreira, J. G., Forbes, A. T., Hutchings, P., Xiaoping, J., Kenchington, R., Marques, J. C. & C. Zhu. 2009. Ecological integrity assessment, ecosystem-based approach, and integrative methodologies: Are these concepts equivalent? *Marine Pollution Bulletin*. 58: 457-458.

Bozzetti, M. & U. H. Schulz. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*. 529: 133-144.

Baird, D., Christian, R. R., Peterson, C. H., & G. A., Johnson. 2004. Consequences of hypoxia on estuarine ecosystem function: energy diversion from consumers to microbes. *Ecological Applications*. 14:805-822.

Breine, J. J., Maes, J., Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G., & C. Belpaire. 2007. A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia*. 575: 141–159.

Breitburg, D. L., Hondorp, D. W., Davias, L. A., & R. J. Diaz. 2009. Hypoxia, nitrogen, and fisheries: integrating effects across local and global landscapes. *Annual Review of Marine Science*. 1: 329-349.

Cabral, H. N., Fonseca, V. F., Gamito, R., Gonçalves, C. I., Costa, J. L., Erzini, K., Goncalves J., Martins, J., Leite, L., Andrade, J. P., Ramos, S., Bordalo, A., Amorim, E., Neto, J.M., Marques, J. C., Rebelo, J. E., Silva, C., Castro, N., Almeida, P. R., Domingos, I., Gordo, L. S. & M. J. Crain, C. M., Halpern, B. S., Beck, M. W., & C. V., Kappel. 2009. Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1162: 39-62.

Cabral, H. N., Fonseca, V. F., Gamito, R., Gonçalves, C. I., Costa, J. L., Erzini, K., Goncalves J., Martins, J., Leite, L., Andrade, J. P., Ramos, S., Bordalo, A., Amorim, E., Neto, J.M., Marques, J. C., Rebelo, J. E., Silva, C., Castro, N., Almeida, P. R., Domingos, I., Gordo, L. S. & M. J. Costa. 2012. Ecological quality assessment of transitional waters based on fish assemblages in Portuguese estuaries: the Estuarine Fish Assessment Index (EFAI). *Ecological Indicators*. 19: 144-153.

Caddy, J. F. 1993. Toward a comparative evaluation of human impacts on fishery ecosystems of enclosed and semi-enclosed seas. *Reviews in Fisheries Science*. 1:57-95.

Caddy, J. F. 2000. Marine catchment basin effects versus impacts of fisheries on semi-enclosed seas. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*. 57:628-640.

Caddy, J. F., & L. Garibaldi. 2000. Apparent changes in the trophic composition of world marine harvests: the perspective from the FAO capture database. *Ocean & Coastal Management*. 43: 615-655.

Cardoso, I., Pais, M. P., Henriques, S., da Fonseca, L. C., & H. N., Cabral, 2011. Ecological quality assessment of small estuaries from the Portuguese coast based on fish assemblages indices. *Marine pollution bulletin*. 62: 992-1001.

Carignan, V., & M. A., Villard. 2002. Selecting indicator species to monitor ecological integrity: a review. *Environmental monitoring and assessment*. 78:45-61.

- Chaluleu, J. D. 2003. Shared Fishery: Argentine-Uruguayan Common Fishing Zone. En: FAO Papers Presented at the Norway-FAO Expert Consultation on the Management of Shared Fish Stocks Bergen, Norway, 7-10 October 2002. FAO Fisheries Report No. 695 Supplement. 86-104
- Chassot, E., Mélin, F., Le Pape, O., & D. Gascuel. 2007. Bottom-up control regulates fisheries production at the scale of eco-regions in European seas. *Marine Ecology Progress Series*. 343: 45-55.
- Ciotti, Á. M., Odebrecht, C., Fillmann, G., & O. O., Moller. 1995. Freshwater outflow and Subtropical Convergence influence on phytoplankton biomass on the southern Brazilian continental shelf. *Continental Shelf Research*. 15:1737-1756.
- Cloern, J. E., & F. H., Nichols. 1985. Time scales and mechanisms of estuarine variability, a synthesis from studies of San Francisco Bay. *Hydrobiologia*. 129: 229-237.
- Cousseau, M. B. & M. A. Denegri. 1997. Peces. En: Cousseau M. B. (Ed). Peces, crustáceos y moluscos registrados en el sector del Atlántico suroccidental comprendido entre 34º y 55ºS, con indicación de las especies de interés pesquero. Informe Técnico INIDEP 5: 9-48.
- Coates, S.A., Colclough, S.R., Robson, M.A., & T.D.. Harrison. 2004. Development of an 590 estuarine classification scheme for the Water Framework Directive. Phases 1 & 2 - 591 Transitional fish component. R&D Technical Report E1-131/TR. 55pp.
- Coates, S., Waugh, A., Anwar, A., & M. Robson. 2007. Efficacy of a multi-metric fish index as an analysis tool for the transitional fish component of the Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 55: 225-240.
- Costa, P. F., & U. H. Schulz. 2010. The fish community as an indicator of biotic integrity of the streams in the Sinos River basin, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 70: 1195-1205.
- Constanza, R., & M. Mageau. 1999. What is a healthy ecosystem? *Aquatic Ecology*. 33: 105-115.
- Costanza, R. 2012. Ecosystem health and ecological engineering. *Ecological Engineering*. 45:24-29.
- Crain, C. M., Halpern, B. S., Beck, M. W., & C. V., Kappel. 2009. Understanding and managing human threats to the coastal marine environment. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 1162: 39-62.

- Cury, P. M., Shannon, L. J., Roux, J. P., Daskalov, G. M., Jarre, A., Moloney, C. L., & D., Pauly. 2005. Trophodynamic indicators for an ecosystem approach to fisheries. *ICES Journal of Marine Science*. 62: 430-442.
- Dale, V. H., & S. C., Beyeler. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*. 1: 3-10.
- Dauvin, J. C., Ruellet, T., Desroy, N., & A. L. Janson. 2007. The ecological quality status of the Bay of Seine and the Seine estuary: use of biotic indices. *Marine Pollution Bulletin*. 55: 241-257.
- de Leiva Moreno, J. I., Agostini, V. N., Caddy, J. F., & F. Carocci. 2000. Is the pelagic-demersal ratio from fishery landings a useful proxy for nutrient availability? A preliminary data exploration for the semi-enclosed seas around Europe. *ICES Journal of Marine Science*. 57: 1091-1102.
- Deegan, L. A., Finn, J. T., Ayvazian, S. G., Ryder-Kieffer, C. A., & J. Buonaccorsi. 1997. Development and validation of an estuarine biotic integrity index. *Estuaries*. 20: 601-617.
- Delpech, C., Courrat, A., Pasquaud, S., Lobry, J., Le Pape, O., Nicolas, D., Boët, P., Girardin, M & M., Lepage. 2010. Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: the case of French estuaries. *Marine Pollution Bulletin*. 60: 908-918.
- Defeo, O., P. Puig, S. Horta & A. de Alava, 2011. Coastal fisheries of Uruguay. In Salas, S., R. Chuenpagdee, A. Charles & J. C. Seijo (Eds) *Coastal Fisheries of Latin America and the Caribbean*. FAO Fisheries Technical Paper No. 544, Rome, Italy: 357–384.
- Diaz, R. J., Solan, M., & R. M. Valente. 2004. A review of approaches for classifying benthic habitats and evaluating habitat quality. *Journal of Environmental Management*. 73: 165-181.
- Doney, S. C., Ruckelshaus, M., Duffy, J. E., Barry, J. P., Chan, F., English, C. A., Galindo, H. M., Grebmeier, J. M., Hollowed, A. B., Knowlton, N., Polovina, J., Rabalais, N. N., Sydeman, W. J., & L. D., Talley. 2012. Climate change impacts on marine ecosystems. *Annual Review of Marine Science*. 4: 11-37.
- Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S. J. M., Cyrus, D. P., Nordlie, F. G. & T. D. Harrison. 2007. The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: a global review. *Fish and Fisheries*. 8: 241-268.

Eschmeyer, W. N. 1998. Catalog of fishes. Special publication. California Academy of Sciences. San Francisco. 1–3: 2905 pp.

Fath, B. D. 2015. Quantifying economic and ecological sustainability. *Ocean & Coastal Management*. 108: 13-19.

Framiñan, M. B., & O. B. Brown. 1996. Study of the Río de la Plata turbidity front, part 1: spatial and temporal distribution. *Continental Shelf Research*. 16: 1259-1282.

Framiñan, M. B., Etala, M. P., Acha, E. M. Guerrero, R. A., Lasta, C. A. & O. B. Brown. 1999. Physical characteristic and processes of the Rio de la Plata Estuary. En: Perillo, G. M. E., Piccolo, M. C. & M. Pino-Quivira. (Eds.) *Estuaries of South America. Their Geomorphology and Dynamics*. Springer, Berlin. pp. 161-194.

FREPLATA. 2004. "Análisis Diagnóstico Transfronterizo del Río de la Plata y su Frente Marítimo". Documento Técnico. Proyecto Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo. Proyecto PNUD/GEF/RLA/99/G31.

Froese, R. & D. Pauly. Editors. 2014. FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (11/2014).

García, M. L., Jaureguizar, A. J. & L. C. Protogino. 2010. From fresh water to the slope: fish community ecology in the Río de la Plata and the sea beyond. *Latin American Journal of Aquatic Research*. 38: 81-94.

Guerrero, R. A., Acha, M. E., Framiñan, M. B. & C. A. Lasta. 1997. Physical oceanography of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*. 17: 727-742.

Guerrero, R., Osiroff, A., Molinari, G., & A., Piola. 2003. Análisis de datos históricos de temperatura y salinidad del Río de la Plata y la plataforma adyacente. Informe técnico FREPLATA-INA.

Guerrero, R. A., Piola, A. R., Molinari, G., & A. P. Osiroff. 2010. Climatología de temperatura y salinidad en el Río de la Plata y su Frente Marítimo, Argentina-Uruguay. 1° ed. Mar del Plata, Argentina. INIDEP. 95 pp.

Gillson, J. 2011. Freshwater flow and fisheries production in estuarine and coastal systems: where a drop of rain is not lost. *Reviews in Fisheries Science*. 19: 168-186.

- Gordon, A.L. 1989. Brazil-Malvinas Confluence 1984. *Deep-Sea Research*. 36:3:359-384.
- Gómez, N., & J., Cocheró. 2013. Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales. *Ecología Austral*. 23:18-26.
- Gómez, N., Licursi, M., Bauer, D. E., Ambrosio, E. S., & A. R., Capítulo. 2012. Assessment of biotic integrity of the coastal freshwater tidal zone of a temperate estuary of South America through multiple indicators. *Estuaries and Coasts*. 35: 1328-1339.
- Gómez-Erache, M., Vizziano, D., Muniz, P., & G. J. Nagy. 2001. The Health of the Rio de la Plata system: Northern Coast, Uruguay. En: Chipin, T. & P. G. Wells (Eds). *Opportunity and Challenges for Protecting, Restoring and Enhancing Coastal Habitats in the Bay of Fundy. Proceedings of the 4th Bay of Fundy Science Workshop*, Saint John, New Brunswick. Environment Canada, Atlantic Region Occasional Paper N°17. Environment, Canada, Dartmouth. Nueva Scotia. 237 pp.
- Halpern, B. S., Selkoe, K. A., Micheli, F., & C. V. Kappel. 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*. 21:1301-1315.
- Harley, C. D., Randall Hughes, A., Hultgren, K. M., Miner, B. G., Sorte, C. J., Thornber, C. S., Rodriguez, L. F. tomanek, L., & S. L. Williams. 2006. The impacts of climate change in coastal marine systems. *Ecology Letters*. 9:228-241.
- Harrison, T. D., & A. K. Whitfield. 2004. A multi-metric fish index to assess the environmental condition of estuaries. *Journal of Fish Biology*. 65: 683-710.
- Helly, J. J., & L. A., Levin. 2004. Global distribution of naturally occurring marine hypoxia on continental margins. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*. 51: 1159-1168.
- Hetland, R. D., & S. F., Di Marco. 2008. How does the character of oxygen demand control the structure of hypoxia on the Texas–Louisiana continental shelf?. *Journal of Marine Systems*. 70: 49-62.
- Whitfield, A. K., & T. D., Harrison. 2003. River flow and fish abundance in a South African estuary. *Journal of Fish Biology*. 62: 1467-1472.

Henriques, S., Pais, M. P., Costa, M. J., & H. Cabral. 2008. Development of a fish-based multimetric index to assess the ecological quality of marine habitats: the Marine Fish Community Index. *Marine Pollution Bulletin*. 56: 1913-1934.

Hondorp, D. W., Breitburg, D. L., & L. A. Davias. 2010. Eutrophication and fisheries: separating the effects of nitrogen loads and hypoxia on the pelagic-to-demersal ratio and other measures of landings composition. *Marine and Coastal Fisheries*. 2: 339-361.

Horta, S. 2011. Análisis macroecológico y ecosistémico de la biodiversidad costera en Uruguay: implicancias para la conservación y el manejo de los recursos pesqueros. Tesis de Maestría, Universidad de la Republica. 75pp.

Jaureguizar, A. 2004. Patrón espacial y temporal de las áreas de asociaciones ícticas demersales costeras (34° S-41° S) y su relación con los factores ambientales. Universidad de Buenos Aires, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales.

Jaureguizar, A. J., Menni, R., Bremec, C., Mianzan, H. & C. Lasta. 2003. Fish assemblage and environmental patterns in the Rio de la Plata estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*. 56: 921-933.

Jaureguizar, A. J., Menni, R., Lasta, C. & R. A., Guerrero. 2006. Fish assemblages of the northern Argentine coastal system: spatial patterns and their temporal variations. *Fisheries Oceanography*. 15: 326-344.

Jaureguizar A. J., & Milessi, A. C. 2008. Assessing the source of the fishing down web process in the Argentinean-Uruguayan Common Fishing Zone. *Scientia Marina*. 72: 25-36.

Jorgensen, S. E., Xu, L., & R. Costanza. (Eds.). 2010. Handbook of ecological indicators for assessment of ecosystem health. CRC press. 464pp.

Kappel, C. V. 2005. Losing pieces of the puzzle: threats to marine, estuarine, and diadromous species. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 3: 275-282.

Karr, J. R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*. 6: 21-27.

Karr, J. R., 1986. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management*. 11: 249-256.

Karr, J. R. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater biology*. 41: 221-234.

- Kimmerer, W. J., 2002. Effects of freshwater flow on abundance of estuarine organisms: physical effects or trophic linkages?. *Marine Ecology Progress Series*. 243: 39-55.
- Libralato, S., Pranovi, F., Raicevich, S., Da Ponte, F., Giovanardi, O., Pastres, R., Toricelli, P., & D., Mainardi. 2004. Ecological stages of the Venice Lagoon analysed using landing time series data. *Journal of Marine Systems*. 51: 331-344.
- Lehodey, P., Alheit, J., Barange, M., Baumgartner, T., Beaugrand, G., Drinkwater, K., Fromentin, J. M., Hare, S. R., Ottersen, G., Perry, C., Roy, C. D., Van der Lingen, C. D. & F. Werner. 2006. Climate variability, fish, and fisheries. *Journal of Climate*. 19: 5009-5030.
- Lorenzo, M. I., Díaz de Astarloa, J. M., Norbis, W. & M. B. Cousseau. 2011. Long term fish assemblages as units of management in a temperate estuary (Rio de la Plata-SW Atlantic Ocean). *Brazilian Journal of Oceanography*. 59:43-59.
- Llansó, R. J., Scott, L. C., Hyland, J. L., Dauer, D. M., Russell, D. E., & F. W., Kutz. 2002. An estuarine benthic index of biotic integrity for the mid-Atlantic region of the United States. II. Index development. *Estuaries*. 25: 1231-1242.
- Lorenzo M. I., Defeo, O., Nazanin, R. M. & K. Zyllich. 2015. Fisheries catch statistics for Uruguay. Fisheries Centre Working Paper #2015-25. University of British Columbia, Vancouver. 7pp.
- Lu, Y., R. Wang, Y. Zhang, H. Su, P. Wang, A. Jenkins, R. C. Ferrier, M. Bailey, & G. Squire. 2015. Ecosystem health towards sustainability. *Ecosystem Health and Sustainability*. 1: 1-15.
- Luz Clara, M., Simionato, C., Campetella, C. & D. Moreira. Surgencia, ¿Un fenómeno común en la costa norte del Río de la Plata exterior? *Publicaciones de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo*. 23: 275-290.
- McClatchie, S., Goericke, R., Cosgrove, R., Auad, G., & R. , Vetter. 2010. Oxygen in the Southern California Bight: multidecadal trends and implications for demersal fisheries. *Geophysical Research Letters*. 37: 1-5.
- Machado, I., Barreiro, M., & D. Calliari. 2013. Variability of chlorophyll-a in the Southwestern Atlantic from satellite images: seasonal cycle and ENSO influences. *Continental Shelf Research*. 53: 102-109.

Marciano, F. T., Chaudhry, F. H., & M. C. L. B. Ribeiro. 2004. Evaluation of the Index of Biotic Integrity in the Sorocaba River Basin (Brazil, SP) based on fish communities. *Acta Limnologica Brasiliensia*.16: 225-237.

Martinho, F. M. D., 2009. Estuarine fish assemblages as indicators of environmental changes: the Mondego estuary case study. Tesis de Doctorado. University of Coimbra.

Mechoso, C. R., & G. P., Iribarren. 1992. Streamflow in southeastern South America and the southern Oscillation. *Journal of climate*. 5: 1535-1539.

McLusky, D. S., & M, Elliott. 2006. The estuarine ecosystem. Ecology, threats and managment. Oxford University Press Inc., New York. 223 pp.

Miazan, H., Lasta, C., Acha, E., Guerrero, R., Macchi, G. & C. Bremec. 2001. The Rio de la Plata Estuary, Argentina-Uruguay. In: Seeliger, U. & Kjerfve (Eds.). Coastal marine ecosystems of Latin America. Ecological studies. Springer Berlin. 144: 185-204.

Milessi, A.C., Arancibia, H., Neira, S. & O. Defeo. 2005. The mean trophic level of Uruguayan landings during the period 1990-2001. *Fisheries Research*. 74: 223-231.

Milessi, A. C., & A. J., Jaureguizar. 2013. Evolución temporal del nivel trófico medio de los desembarques en la zona común de pesca argentino-uruguaya años 1989-2010. *Frente Marítimo*. 23: 83-93.

Mechoso, C. R. & G. Pérez-Iribarne. 1992. Streamflow in southwestern South America and Southern Oscillation. *American Meteorological Society*. 5:1535-1539.

Muniz, P., Venturini, N., Pires-Vanin, A., Tommasi, L. R., & A. Borja. 2005. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin*. 50: 624-637.

Muñoz, N. 2012. Categorías ecológicas de peces en el estuario del Río de la Plata. Tesis de grado, Universidad de la Republica. 75pp.

Muxika, I., Borja, A., & W. Bonne. 2005. The suitability of the marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. *Ecological Indicators*. 5: 19-31

Nagy, G.J., Gómez-Erache, M., López, C.H. & A.C. Perdomo. 2002. Distribution patterns of nutrients and symptoms of eutrophication in the Río de la Plata River estuary system. *Hydrobiologia*. 475/476: 125–139.

Nelson, J.S. 1994. *Fishes of the world*. Third edition. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA. 600 pp.

Niemi, G. J., & M. E., McDonald. 2004. Application of ecological indicators. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 31: 89-111.

Nion, H., Rios, C. & P. Meneses. 2002. *Peces del Uruguay. Lista sistemática y nombres comunes*. Dinara. Infopesca. 115pp.

Nion, H. 2010. La pesquería costera en el área del Tratado del Río de la Plata y su Frente Marítimo. *Frente Marítimo*. 21: 1-14.

Noble, R. A. A., Cowx, I. G., Goffaux, D., & P. Kestemont. 2007. Assessing the health of European rivers using functional ecological guilds of fish communities: standardizing species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology*. 14: 381-392.

Ortega, L. & Martinez, A. 2007. Multianual and seasonal variability of water masses and fronts over the Uruguayan Shelf. *Journal of Coastal Research*. 23:618-629.

Obendorff, T., Pont, D., Hugueny, B. & J. P. Porchers. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwater Biology*. 47:1720–1734

Paller, M. H. 2002. Temporal variability in fish assemblages from disturbed and undisturbed streams. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery*. 9: 149-158.

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

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

Pauly, D., Palomares, M. L., Froese, R., Sa-a, P., Vakily, M., Preikshot, D., & S. Wallace. 2001. Fishing down Canadian aquatic food webs. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*. 58: 51-62.

Pauly, D., & R. Watson. 2005. Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 360: 415-423.

Pauly, D., Watson, R., & J. Alder. 2005. Global trends in world fisheries: impacts on marine ecosystems and food security. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. 360: 5-12.

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

Phil, L., Cattrijsse, A. Codling, I., Mathieson, S., Mc Lusky, D. S. & C. Roberts. 2002. Habitat use by fishes in estuaries and other brackish areas. In: *Fishes in Estuaries*. Elliot, M. & K. Hemingway (Eds.). Blackwell Science, Oxford. pp. 636.

Pérez-Domínguez, R., Maci, S., Courrat, A., Lepage, M., Borja, A., Uriarte, A., Neto, J.M., Cabral, H., Raykov, V.S., Franco, A. & M.C., Alvarez. 2012. Current developments on fish-based indices to assess ecological-quality status of estuaries and lagoons. *Ecological Indicators*. 23: 34-45.

Pennino, M. G., Conesa, D., & A. López-Quílez. 2011. Trophic indicators to measure the impact of fishing on an exploited ecosystem. *Animal Biodiversity and Conservation*. 34: 123-131.

Pennino, M. G., & J. M. Bellido. 2012. Can a simple Pelagic-Demersal ratio explain ecosystem functioning. *Biodiversity Journal*. 3: 69-78.

Pinto, B. C. T., & F. G. Araújo. 2007. Assessing of biotic integrity of the fish community in a heavily impacted segment of a tropical river in Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 50: 489-502.

Pont, D., Hugueny, B., Beier, U., Goffaux, D., Melcher, A., Noble, Rogers, C., Roset, N. & S. Schmutz. 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*. 43: 70-80.

Potter, I. C., Tweedley, J. R., Elliott, M., & A. K. Whitfield. 2013. The ways in which fish use estuaries: a refinement and expansion of the guild approach. *Fish and Fisheries*.

- Raburu, P. O., & F. O. Masese. 2012. Development of a fish-based index of biotic integrity (FIBI) for monitoring riverine ecosystems in the Lake Victoria drainage Basin, Kenya. *River Research and Applications*. 28: 23-38.
- Ray, G. C. 2005. Connectivities of estuarine fishes to the coastal realm. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 64: 18-32.
- Rey, M. 2010. Las estadísticas pesqueras en el Uruguay. *Frente Marítimo*. 21: 171-173
- Rico, V. M. 2003. Juveniles de peces costeros en el estuario del Río de la Plata. Informe Proyecto Freplata (PNUD/GEF/RLA/99/G31). INIDEP. 47 pp.
- Rochet, M. J., & V. M., Trenkel. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*. 60: 86-99.
- Rosenberg, R., Blomqvist, M., C Nilsson, H., Cederwall, H., & A. Dimming. 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*. 49: 728-739.
- Roset, N., Grenouillet, G., Goffaux, D., Pont, D., & P. Kestemont. 2007. A review of existing fish assemblage indicators and methodologies. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 393-405.
- RStudio (2012). RStudio: Integrated development environment for R (Version 0.98.1103). Boston, MA. <http://www.rstudio.org/>
- Ruarte, C. O., Rico, M. R. & L. Lucifora. 2009. Inventario Ictico del Litoral Costero Bonaerense y uruguayo. *Info. Tec. INIDEP* 69.
- Roessig, J. M., Woodley, C. M., Cech Jr, J. J., & L. J. Hansen. 2004. Effects of global climate change on marine and estuarine fishes and fisheries. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 14: 251-275.
- Root, R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological monographs*. 37: 317-350.
- Sklar, F. H., & J. A., Browder. 1998. Coastal environmental impacts brought about by alterations to freshwater flow in the Gulf of Mexico. *Environmental management*. 22: 547-562.

- Simionato, C. G., Nuñez, M. N., & M., Engel. 2001. The salinity front of the Río de la Plata-A numerical case study for winter and summer conditions. *Geophysical Research Letters*. 28: 2641-2644.
- Simionato, C. G., Dragani, W., Meccia, V., & M. Nuñez. 2004. A numerical study of the barotropic circulation of the Río de la Plata estuary: sensitivity to bathymetry, the Earth's rotation and low frequency wind variability. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 61: 261-273.
- Simionato, C. G., Vera, C. S., & F. Siegmund. 2005. Surface wind variability on seasonal and interannual scales over Río de la Plata area. *Journal of Coastal Research*. 21: 770-783.
- Stenseth, N. 2004. *Marine Ecosystems and Climate Variation: The North Atlantic. A Comparative Perspective*. Oxford University Press.
- Schmutz, S., Melcher, A., Frangez, C., Haidvogel, G., Beier, U., Böhmer, J., Breine, J., Simoens, I., Caiola, N., De Sostoa, A., Ferreira, M. T., Oliveira, J., Genouillet, G., Goffaux, D., De Leeuw, J. J., Noble, R. A. A., Roset, N. & T. Virbickas. 2007. Spatially based methods to assess the ecological status of riverine fish assemblages in European ecoregions. *Fisheries Management and Ecology*. 14: 441-452.
- Seeliger U., Odebrecht C. and Castello J.P. (1997) Subtropical convergence environments—the coast and sea in the south-western Atlantic. Berlin: Springer-Verlag.
- Seegert, G. 2000. The development, use, and misuse of biocriteria with an emphasis on the index of biotic integrity. *Environmental Science & Policy*. 3: 51-58.
- Sheaves, M., Johnston, R. & R. M. Connolly. 2012. Fish assemblages as indicators of estuary ecosystem health. *Wetlands Ecology and Management*. 20: 477-490.
- Vieira, J. P., García, A. M., & A. M. Grimm. 2008. Evidences of El Niño effects on the mullet fishery of the Patos Lagoon estuary. *Brazilian Archives of Biology and Technology*. 51:433-440.
- Vögler, R., Arreguín-Sánchez, F., Lercari, D., del Monte-Luna, P., & D. Calliari. 2015. The effects of long-term climate variability on the trophodynamics of an estuarine ecosystem in southern South America. *Ecological Modelling*. 317: 83-92.
- Wainer, I.; Gent, P. & G. Goni. 2000. Annual cycle of the Brazil-Malvinas confluence region in the National Center for Atmospheric Research Climate System Model. *Journal of Geophysical Research*. 105:26167-26177.

Ware, D. M., & R. E., Thomson. 2005. Bottom-up ecosystem trophic dynamics determine fish production in the Northeast Pacific. *Science*. 308: 1280-1284.

Weisberg, S. B., Ranasinghe, J. A., Dauer, D. M., Schaffner, L. C., Diaz, R. J., & J. B Frithsen. 1997. An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*. 20: 149-158.

Van Dolah, R. F., Hyland, J. L., Holland, A. F., Rosen, J. S., & T. R., Snoots. 1999. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. *Marine Environmental Research*. 48: 269-283.

Whitfield, A. K. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*. 9: 151-186.

Whitfield, A. K., & M., Elliott. 2002. Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*. 61: 229-250.

Whitfield, A. K., & P. Patrick. 2015. Habitat type and nursery function for coastal marine fish species, with emphasis on the Eastern Cape region, South Africa. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*. 160: 49-59.

USEPA. 2000. Estuarine and coastal marine waters: Bioassessment and biocriteria technical guidance. Environmental Protection Agency. Report No. EPA-822-B-00-024, U.S.

10. Anexo

MAR=marino, EST= estuarino, EST-MAR= estuarino-marino, DUL= dulceacuícola, CAR= carnívoro, OMN= omnívoro, DET=detrívoro, NT2=consumidores primarios, NT3= consumidores secundarios, NT4=consumidores terciarios, VM= visitante marino, ER= estuarino residente, MEO= marino-estuarino oportunista, A= anádromo, C= catádromo, O= oceanódromo, P=pelágicos, D= demersal.

Nombre común	Nombre científico	Hábitat	Grupo trófico	NT	Uso de estuario	Hábito
Abadejo	<i>Genypterus sp.</i>	MAR	CAR	NT 4	VM	D
Anchoa	<i>Anchoa mardinii</i>	MAR	CAR	NT 3	ER	P
Anchoita	<i>Engraulis anchoita</i>	MAR	OMN	NT 2	MEO	P
Bagre de mar	<i>Genidens sp.</i>	EST-MAR	CAR	NT 3	A	D
Besugo	<i>Pagrus pagrus</i>	MAR	CAR	NT 4	VM	D
Bonito	<i>Sarda sarda</i>	MAR	CAR	NT 4	O	P
Brótola	<i>Urophycis brasiliensis</i>	MAR	CAR	NT 4	VM	D
Burriqueta	<i>Menticirrhus americanus</i>	EST-MAR	CAR	NT 3	MEO	D
Caballa	<i>Scomber japonicus</i>	MAR	CAR	NT 3	MEO	P
Castañenta	<i>Nemadactylus bergi</i>	MAR	CAR	NT 3	VM	D
Chernia	<i>Polyprion americanus</i>	MAR	CAR	NT 4	VM	D
Congrio	Fam. Congridae	MAR	CAR	NT 3	VM	-
Corvina blanca	<i>Micropogonias furnieri</i>	EST	CAR	NT 3	MEO	D
Corvina negra	<i>Pogonias cromis</i>	EST	CAR	NT 4	MEO	D
Gatuzo	<i>Mustelus schmitti</i>	MAR	CAR	NT 3	MEO	D
Granaderos	Fam. Macrouridae	MAR	CAR	NT 3	O	-
Lacha, saraca	<i>Brevoortia aurea</i>	EST-MAR	CAR	NT 3	MEO	P
Lenguado	Fam. Achiropsettidae + Paralichthyidae	EST-MAR	CAR	NT 4	ER	D

Nombre común	Nombre científico	Hábitat	Grupo trófico	NT	Uso de estuario	Hábito
Lisa	<i>Mugil sp.</i>	DUL	DET	NT 2	C	D
Merluza de cola	<i>Macruronus magellanicus</i>	MAR	CAR	NT 4	O	P
Merluza hubbsi	<i>Merluccius hubbsi</i>	MAR	CAR	NT 4	O	D
Merluza negra	<i>Dissostichus eleginoides</i>	MAR	CAR	NT 4	O	D
Mero	Fam. Serranidae + Polyprionidae	MAR	CAR	NT 4	O	-
Palometa	<i>Parona signata</i>	MAR	CAR	NT 3	MEO	D
Pargo blanco	<i>Umbrina canosai</i>	EST-MAR	CAR	NT 3	VM	D
Pejerreyes, cornalitos	Fam. <i>Atherinidae</i>	-	CAR	NT 3	VM	-
Pescadilla de calada	<i>Cynoscion guatucupa</i>	EST-MAR	CAR	NT 4	MEO	D
Pescadilla de red	<i>Macrodon ancylodon</i>	EST-MAR	CAR	NT 4	MEO	D
Pez angel	<i>Squatina guggenheim</i>	EST-MAR	CAR	NT 4	VM	D
Pez palo	<i>Percophis brasiliensis</i>	MAR	CAR	NT 4	VM	D
Rayas nep	Rayas	EST-MAR	CAR	NT 4	MEO	D
Rouget	<i>Helicolenus dactylopterus</i>	MAR	CAR	NT 3	O	D
Salmonete	<i>Mullus argentinae</i>	MAR	CAR	NT 3	VM	D
Sargo	<i>Diplodus argenteus argenteus</i>	MAR	OMN	NT 3	VM	-