

ORIGINAL RESEARCH

## Evolución temporal de la diversidad, abundancia y estructura del ensamble de peces costeros en el área de “El Rincón” (39° S-41° 30' S), Argentina

DANIELA ALEMANY<sup>1, 2 \*</sup>, M. RITA RICO<sup>1</sup>, NERINA Á. LAGOS<sup>1</sup>, PATRICIA MARTOS<sup>3</sup>, MANUELA MENDIOLAR<sup>1</sup> y CLAUDIA CAROZZA<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), Paseo Victoria Ocampo N° 1, Escollera Norte, B7602HSA - Mar del Plata, Argentina. <sup>2</sup>Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras (IIMyC-CONICET), Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Argentina. <sup>3</sup>Departamento de Ciencias Marinas, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata (UNMDP), Funes 3350, B7602AYL - Mar del Plata, Argentina



**RESUMEN.** El área de “El Rincón” (39° S-41° 30' S) es un sistema de alta complejidad oceanográfica, de relevancia como área reproductiva y cría de numerosas especies, sujeta a diversas medidas de manejo pesquero. El objetivo del trabajo fue evaluar la evolución temporal del ensamble de peces costeros en el área. Se analizaron 591 lances de pesca y estaciones oceanográficas durante el período 1994-2012 en función de la densidad de peces, la diversidad y la estructura del ensamble, evaluando diferencias interanuales y su relación con variables oceanográficas. Se registraron 70 especies de peces costeros, once de ellas responsables de las diferencias en los ensambles entre años. Los resultados más destacables fueron la tendencia decreciente de la densidad de peces, así como la relación positiva entre la densidad y la temperatura de fondo. El presente trabajo reviste importancia como línea de base de la evolución del ensamble de peces costeros, junto a una exhaustiva caracterización de la dinámica biológica y física de la región en un período de casi dos décadas. Los resultados obtenidos son de importancia para la gestión de recursos costeros, futuros estudios enmarcados en el contexto del cambio climático global y evaluación del impacto antrópico en este ecosistema costero del Atlántico Sudoccidental que brinda numerosos servicios ecosistémicos.

**Palabras clave:** Plataforma continental argentina, zona costera, biodiversidad, densidad.



\*Correspondence:  
dalemany@inidep.edu.ar

Received: 9 September 2020  
Accepted: 19 March 2021

ISSN 2683-7595 (print)  
ISSN 2683-7951 (online)

<https://ojs.inidep.edu.ar>

Journal of the Instituto Nacional de  
Investigación y Desarrollo Pesquero  
(INIDEP)



This work is licensed under a Creative  
Commons Attribution-  
NonCommercial-ShareAlike 4.0  
International License

### Temporal evolution of diversity, abundance and structure of the coastal fish assemblage in ‘El Rincón’ area (39° S-41° 30' S), Argentina

**ABSTRACT.** ‘El Rincón’ area (39° S-41° 30' S) is a highly complex system, of relevance as a reproductive and nursery area for numerous species subject to various fisheries management measures. The objective of this study was to evaluate the temporal evolution of the coastal fish assemblage in the area. We analyzed 591 fishing hauls and oceanographic stations during 1994-2012 based on fish density, diversity and assemblage structure, evaluating interannual differences and their relationship with oceanographic variables. Seventy species of coastal fish were recorded, eleven of them responsible for the differences in assemblages between years. Most notable results were the decreasing trend in fish density, as well as the positive relationship between density and bottom temperature. This work is relevant as a baseline of the evolution of the coastal fish assemblage, together with an exhaustive characterization of the biological and physical dynamics of the region over a period of almost two decades. Results obtained are of importance for the management of coastal resources, future studies framed in the global climate change paradigm and evaluation of the anthropic impact on this coastal ecosystem of the Southwest Atlantic that provides numerous ecosystem services.

**Key words:** Argentine continental shelf, coastal zone, biodiversity, density.

---

## INTRODUCCIÓN

---

Los ecosistemas naturales están afectados por procesos ecológicos y ambientales que los hacen inherentemente complejos a diversas escalas tanto espaciales como temporales (Hillman et al. 2018). En particular, el ambiente marino presenta numerosos desafíos dada su naturaleza tridimensional y alta conectividad entre sistemas. Tanto a nivel local (ecosistema) como a nivel global, cambios en la biodiversidad marina son impulsados por la interacción de las actividades humanas con los ecosistemas, así como también por cambios ambientales de origen natural (Shannon y Coll 2017). Gran parte de la variabilidad en la mortalidad natural de los peces ocurre durante las primeras etapas de la vida y está relacionada con factores ambientales (Bakun 2010). Las actividades humanas que impulsan el cambio climático representan una amenaza global creciente y generalizada para los ecosistemas, afectando a las especies individuales y a la forma en que interactúan con otros organismos y sus hábitats, lo que altera la estructura y función de los ecosistemas y los bienes y servicios que los sistemas naturales brindan a la sociedad (Díaz et al. 2019). En particular, la biodiversidad marina se ve afectada indirectamente a través del cambio climático global y directamente por la contaminación, la destrucción del hábitat y la explotación pesquera (Worm et al. 2005; Lotze et al. 2006). En tal sentido, la sobreexplotación pesquera es la mayor amenaza para la biodiversidad marina en todas las regiones (Costello et al. 2010), generando cambios en la estructura y composición de las comunidades. La remoción de los predadores de niveles tróficos superiores, de especies clave o de presas importantes cambia la biodiversidad y, en particular, el funcionamiento del ecosistema (Bolger 2001; Essington

et al. 2006). Sin embargo, los cambios en biodiversidad son difíciles de estimar dada su complejidad y multidimensionalidad, aún más en sistemas marinos, donde los datos de referencia son escasos (Shumway et al. 2018).

Uno de los mayores desafíos de la ecología es comprender la distribución de las especies y su relación con el ambiente. Actualmente, se reconoce que los procesos biológicos están altamente relacionados e influenciados por factores físicos (Martino y Able 2003; Mann y Lazier 2006), los cuales determinarían la vida en el mar (Odum y Barrett 2005). A escala global, existiría una relación positiva entre la diversidad de especies y la productividad (Ricklefs y Schluter 1993), aunque algunos estudios muestran que al aumentar los nutrientes la riqueza de especies disminuye en función de un aumento en la dominancia de alguna de ellas (Angel 1997). En términos generales, la biodiversidad marina ha sido correlacionada positivamente con sistemas de alta productividad como los frentes (Worm et al. 2005; Rosa et al. 2008), así como también con la producción primaria (Boyce et al. 2010) y con la temperatura superficial del mar (Worm et al. 2005; Boyce et al. 2008).

La plataforma continental del Atlántico Sudoccidental (32° S-55° S) es una de las áreas más dinámicas y productivas del mundo (Acha et al. 2004; Marrari et al. 2013). Está influenciada por aguas de origen subantártico modificadas por significantes aportes de agua dulce y por la mezcla generada por vientos y mareas. La principal característica de su circulación es la Corriente de Malvinas que fluye hacia el norte a lo largo del talud continental transportando aguas frías y ricas en nutrientes que pueden ser advectadas sobre la plataforma (Guerrero y Piola 1997; Piola et al. 2010). Aproximadamente a los 38° S se encuentra con la Corriente de Brasil que fluye hacia al sur y ambas se dirigen hacia el este conformando la

Confluencia Brasil-Malvinas. Otra característica sobresaliente es la descarga de aguas del Río de la Plata (entre 35° S y 37° S) sobre la plataforma con un flujo anual medio de 22.000 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>, aportando nutrientes y material disuelto y particulado a la región (Piola et al. 2004). En particular, en la plataforma continental argentina algunos estudios han relacionado sistemas frontales con la diversidad de comunidades planctónicas (Berasategui et al. 2006; Sabatini et al. 2012), de comunidades epibentónicas (Mauna et al. 2011) y de peces (Alemany et al. 2009; Lucifora et al. 2012). Si bien numerosos trabajos resaltan la importancia de los frentes para diversos organismos marinos (Hansen et al. 2001; Acha et al. 2004; Bogazzi et al. 2005; Martos et al. 2005; Marrari et al. 2013; Temperoni et al. 2014), en nuestra región los estudios sobre diversidad de peces son escasos pero revisten gran importancia dado que diferencias locales en las condiciones oceanográficas de un área podrían generar cambios en la producción del sistema y por consiguiente en la distribución de las especies.

En este sentido, y en relación con la estructura de los ensambles, los mayores cambios faunísticos en las asociaciones de peces en plataformas continentales ocurren en gradientes de temperatura, salinidad y/o profundidad (Menni y López 1984; Mahon et al. 1998). Como los ecosistemas son asociaciones entre factores bióticos y su ambiente físico, a menudo resulta complicado distinguir los mecanismos de control. En particular, la fauna íctica de la plataforma continental argentina está vinculada a distintas masas de agua de distinto origen y propiedades físicas (Cousseau et al. 2004). La plataforma continental argentina incluye al Ecosistema Costero Bonaerense (ECB), el cual se extiende desde Chuy, Uruguay (34° S) hasta el límite sur de la Provincia de Buenos Aires (41° 30' S), y desde la costa hasta la isobata de 50 m. En este ecosistema, la temperatura, la profundidad y la salinidad son las variables que influyen la estructura espacial de las poblaciones de peces (Jaureguizar et al. 2006); en el sector

norte (bajo la influencia del Río de la Plata) predomina el efecto de la salinidad de fondo (Rico 2000; Jaureguizar et al. 2004), mientras que en el sector sur (área de "El Rincón") predomina el efecto de la temperatura de fondo (Menni y López 1984). Al igual que en la tierra, en los últimos años las investigaciones en el mar se han enfocado hacia los ecosistemas (o hábitats) como sistemas integrales de estudio (Groves et al. 2002). Sin embargo, gran parte de las investigaciones marinas en la Argentina se han dirigido a especies de interés comercial y con objetivos de manejo mono-específicos.

El área sur del ECB, conocida como "El Rincón" (ER) (39° S- 41° 30' S), es un sistema de alta complejidad y variabilidad. Dicha zona presenta profundidades menores a 50 m y se caracteriza por condiciones oceanográficas particulares, determinadas principalmente por un frente estuarino paralelo a la costa (Martos et al. 2005; Auad y Martos 2012). Durante la época estival la zona de ER es de gran relevancia como área de cría de un gran número de especies de peces de interés comercial y concentración de juveniles, como así también es una zona de desove multiespecífico (Macchi y Acha 1998; Sardiña y López Cazorla 2005; Ruarte et al. 2009; Militelli et al. 2013; Rodrigues et al. 2013). En esta región se desarrolla además una pesquería dirigida al ensamble demersal costero que incluye el desembarque de unas 30 especies de peces óseos y cartilagosos capturadas por pesca dirigida o incidental y denominado comercialmente Variado Costero (Carozza et al. 2001). A partir de la década de los noventa, la actividad pesquera en la zona de ER ha aumentado significativamente (Carozza et al. 2001), y se ha reportado una disminución en la biomasa y la longitud media de muchas especies capturadas en la pesquería multiespecífica costera (Carozza y Fernández Aráoz 2009; Ruarte et al. 2009). Es por ello que a partir de 2004 se implementaron diversas medidas de manejo, como el establecimiento de un área de veda reproductiva estacional y restricción a la pesca de arrastre

(Lasta et al. 1998; Carozza et al. 2004). Las mismas se intensificaron en el año 2009, provocando que los desembarques disminuyeran significativamente (Lagos et al. 2017). Posteriormente, en 2010, el área de veda de ER quedó establecida de octubre a marzo de cada año abarcando aproximadamente 31.500 km<sup>2</sup> con profundidades menores a los 50 m (Figura 1).

Desde la perspectiva de las poblaciones de peces, las áreas de cría y épocas de desove son cruciales en su historia de vida y también las más vulnerables a los impactos externos negativos (Olsen et al. 2010). Es así que las principales razones para implementar una veda estacional se centran en proteger a las especies en reproducción durante la temporada más intensa de desove, reduciendo el esfuerzo y el arrastre de pesca excesivo (Hall 2009). Sin embargo, las áreas de veda resultan de una mayor efectividad si son acompañadas por otras medidas complementarias que se ejecuten en forma conjunta (Hall 2009; Clark et al. 2015). En tal sentido, en el área norte del ECB se establece anualmente una Captura Total Permissible (CTP) para algunas especies prioritarias del Variado Costero, lo que limita uno de los efectos negativos observados en este tipo de medidas, como lo es la redistribución del esfuerzo hacia áreas adyacentes (Lagos et al. 2017). Dada la relevancia del área de ER como área de cría, reproducción y concentración de numerosas especies y por la pesquería que allí se desarrolla (Ruarte et al. 2017), resulta de gran importancia estudiar posibles cambios temporales en el ensamble de peces costeros en un área con distintos tipos de manejo durante el período 1994-2012. Los múltiples procesos que influyen en la distribución de los peces y la estructura de patrones espaciales y temporales, requieren su estudio de manera integral atendiendo tanto la variabilidad natural del ecosistema como la generada por actividades humanas (Bakun et al. 2010).

Históricamente, los estudios en la región han puesto énfasis en evaluar distintos aspectos de las especies de peces de interés comercial en forma

individual. Sin embargo, en los últimos años surgió la necesidad de incorporar investigaciones basadas en los ecosistemas, integrando cada uno de sus componentes. En tal sentido, este trabajo se enmarca en el paradigma del enfoque ecosistémico de la pesca, incorporando en los diferentes análisis a todo el conjunto de especies de peces costeros del ensamble en la zona de ER y su relación con el ambiente. Es por ello que el objetivo del presente estudio es evaluar la evolución temporal del ensamble de peces del área de ER en relación con su diversidad, densidad y estructura del ensamble. Se investigará, además, la relación de la riqueza y densidad del ensamble de peces con la profundidad y diferentes condiciones oceanográficas de salinidad, temperatura y estratificación de la columna de agua.

---

## MATERIALES Y MÉTODOS

---

### Área de estudio

La región de estudio abarca el área sur del ECB, denominada “El Rincón” (ER) (Figura 1). Esta zona se localiza entre los 39° S y los 41° 30' S y se extiende desde la costa hasta los 50 m de profundidad. Debido a las contribuciones de agua dulce del Río Colorado y fundamentalmente del Río Negro, que representa casi el 90% de agua dulce en la región (Guerrero y Piola 1997; Guerrero 1998), se establece un sistema estuarino (Figura 1). Se genera así un frente costero en sentido meridional que separa las aguas diluidas, con salinidades de 30,0-33,3 de un área con un máximo de salinidad (33,7-34,1; Guerrero 1998; Lucas et al. 2005; Martos et al. 2005). Este máximo de salinidad se origina en el Golfo de San Matías (al sur de nuestra área de estudio), debido al predominio de la evaporación sobre la precipitación en el balance de agua dulce de este golfo (Lucas et al. 2005). La distribución vertical y horizontal de las propiedades físicas permite identificar una zona costera

homogénea, mezclada por mareas y vientos, hasta los 40-50 m de profundidad (Lucas et al. 2005; Auad y Martos 2012; Marrari et al. 2013). Hacia el este del área y cercano a la isobata de 50 m se observa durante primavera-verano un frente denominado de plataforma media, que separa las aguas costeras verticalmente homogéneas de las aguas estratificadas estacionalmente y que se asocia a un máximo de clorofila satelital (Marrari et al. 2013 y referencias en él). Por su parte, Luz Clara et al. (2019) muestran que el área de ER y el área del frente de plataforma media estarían conectadas por el ciclo estacional de temperatura superficial en la región.

El área de ER se caracteriza por corrientes débiles (Palma et al. 2008) y su dinámica se ha asociado a la existencia de mecanismos de retención para etapas tempranas del ciclo de vida de algunas especies (Bakun y Parrish 1991; Pájaro et al. 2008; Acha et al. 2012). Mediante simulaciones numéricas se ha observado un giro anticiclónico en toda la columna de agua, ubicado al este del sistema estuarino (Palma et al. 2008; Auad y Martos 2012), más intenso durante el invierno. Este proceso de recirculación estaría controlado por los vientos locales, los flujos de aguas circundantes de plataforma y condicionado por la batimetría y la geometría de la costa (Auad y Martos 2012).

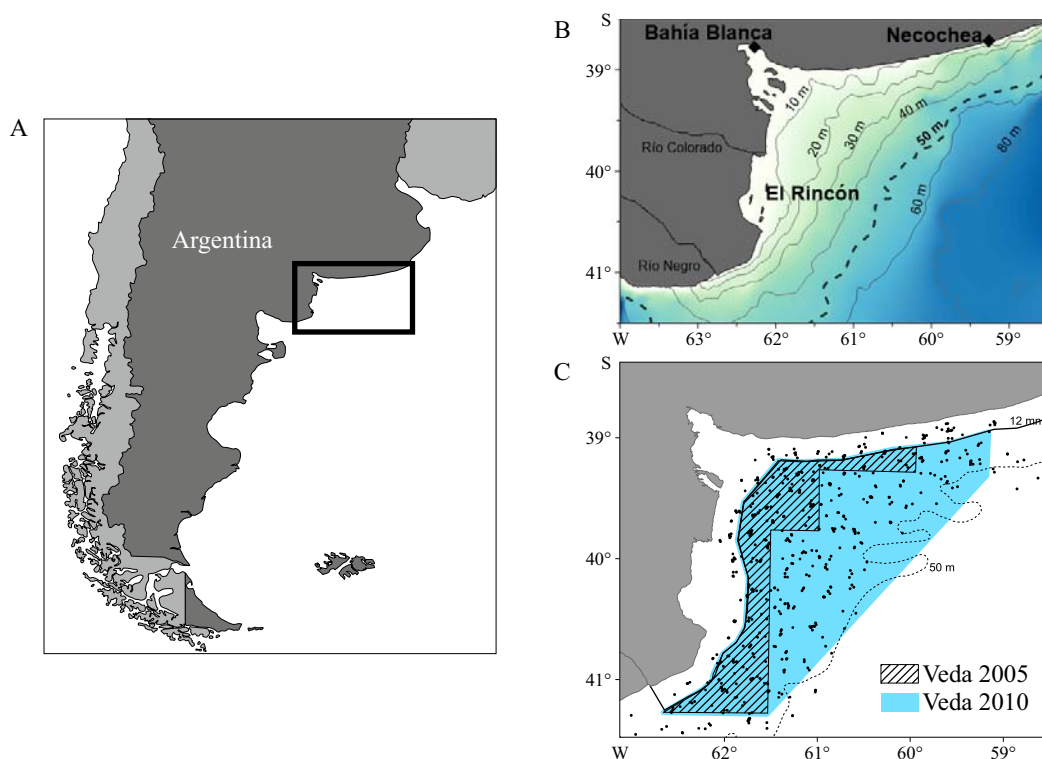


Figura 1. A) Ubicación del área de estudio. B) Área de “El Rincón”, mostrando la batimetría de alta resolución proveniente de datos hidroacústicos del INIDEP. C) Distribución espacial de los 591 lances de pesca (puntos negros) correspondientes a las 10 campañas demersales costeras del período 1994-2012. Se indican la veda vigente en 2005 (Consejo Federal Pesquero –CFP, Acta N° 53/2004) y la veda establecida a partir de 2010 (CFP Resolución N° 2/2010).

Figure 1. A) Location of the study area. B) ‘El Rincón’ area, showing the high resolution bathymetry from INIDEP hydroacoustic data. C) Spatial distribution of the 591 fishing hauls (black points) corresponding to the 10 coastal demersal campaigns for the period 1994-2012. The fishing closed area in force in 2005 (Consejo Federal Pesquero –CFP, Act no 53/2004) and the fishing closed area established as of 2010 (CFP Resolution no 2/2010) are indicated.

Estos autores observan en esta región el establecimiento de un gradiente de velocidades, producido entre el flujo de las aguas de plataforma y el flujo menos energético en la zona costera, el cual podría inducir condiciones de surgencia que contribuirían a la provisión de nutrientes en la región.

### Fuentes de información

Se analizaron diez campañas de investigación del Programa “Pesquería de Peces Demersales Costeros” del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) en el área de ER durante el período 1994-2012. Dichas campañas fueron realizadas en primavera por los buques de investigación pesquera “Doctor Eduardo L. Holmberg” (9 años) y “Capitán Oca Balda” (1 año; Tabla 1) del INIDEP (Figura 1). El área de estudio está dividida en estratos (EST) los cuales se utilizan para el cálculo de las densidades de las especies comerciales. En las primeras ocho campañas, la ubicación de los lances de pesca respondió a un diseño de muestreo estratificado al azar (Ruarte 1999), mientras que en las últimas dos

(2011 y 2012) consistió en un muestreo sistemático por transectas perpendiculares a la costa (Cepe-da et al. 2013). En cada lance, el arte de pesca utilizado fue una red de arrastre de fondo tipo Engel (472/160) de 40,3 m de relinga inferior y una abertura vertical de aproximadamente 4 m.

En cada lance de pesca se registró la captura total (kg) y por especie. A partir del cálculo del área barrida se estimó la densidad específica del ensamble por lance, expresada en toneladas por milla náutica cuadrada ( $t\ mn^{-2}$ ).

Mediante un perfilador CTD Sea-Bird Modelo Seabird 19 se registraron los valores de conductividad, temperatura y presión en toda la columna de agua asociados a cada lance de pesca. Se tomaron muestras de agua de fondo para la calibración de salinidad del CTD medidas posteriormente en laboratorio mediante un salinómetro Guildline Autosal. Se procesaron las estaciones con el paquete de rutinas SBE Data Processing (Sea-Bird Electronics) obteniéndose datos filtrados y promediados cada 1 m de profundidad. Los mismos fueron almacenados en la “Base regional de Datos Oceanográficos” (BaRDO)-INIDEP siguiendo los

Tabla 1. Detalle de las diez campañas de investigación del Programa “Pesquería de Peces Demersales Costeros” del INIDEP en el área de “El Rincón” ( $39^{\circ}\ S-41^{\circ}\ 30'\ S$ ) durante el período 1994-2012. Se detalla el número de lances de pesca analizados para cada año. m: meses.

Table 1. Details of the 10 research surveys of INIDEP ‘Coastal Demersal Fish Fishery’ Program in ‘El Rincón’ area ( $39^{\circ}\ S-41^{\circ}\ 30'\ S$ ) during the period 1994-2012. The number of fishing hauls analyzed for each year is detailed. m: months.

Código de campaña	Año	Mes	Manejo (veda)	Número de lances
EH-94/2013	1994	11	No	77
EH-95/2008	1995	11	No	46
EH-98/2010	1998	11	No	47
EH-99/2009	1999	11-12	No	48
EH-00/2008	2000	11-12	No	44
EH-03/2006	2003	12	No	63
EH-05/2008	2005	12	2005 (4 m)	78
EH-08/2003	2008	11	2006 (4 m)	74
EH-05/2011	2011	11	2010 (6 m)	58
OB-03/2012	2012	12	2010 (6 m)	56

controles de calidad según Baldoni et al. (2008). Para cuantificar la estratificación de la columna de agua y analizar zonas homogéneas y estratificadas, se calculó el parámetro de estabilidad  $\Phi$  de Simpson (1981) para cada perfil CTD.

### Análisis de los datos

A fin de poder comparar los lances de pesca de las diferentes campañas, se analizaron las áreas barridas y se descartaron dos lances de la campaña de 1994 y uno del año 2000 por presentar estimaciones de área barrida atípicas. En los análisis fueron incluidos 591 lances. Todas las especies de peces, identificadas a bordo hasta el nivel taxonómico más bajo (Tabla 2), fueron incluidas en los análisis del ensamble de peces costeros. Las especies de lenguados (*Paralichthys isoceles*, *P. orbignyanus* y *P. patagonicus*) se agruparon en el género (*Paralichthys* spp.), dado que las mismas no estuvieron discriminadas en todas las campañas.

### Diversidad y densidad

Para evaluar la diversidad del área de estudio y su evolución temporal se calcularon los índices más usuales por lance: la riqueza (S, número de especies), el índice de Shannon (H', Shannon y Weaver 1949) y el índice de equitatividad de Pielou (J, Pielou 1966). El índice de diversidad de Shannon refleja la heterogeneidad de una comunidad, contemplando la cantidad de especies presentes en el área de estudio (riqueza de especies), y la cantidad relativa de cada una de esas especies (abundancia). Valores mayores de H' indican que la abundancia está equitativamente distribuida entre las especies, es decir, menor dominancia de alguna de ellas. Por su parte, el índice de equitatividad de Pielou mide la igualdad de abundancias en una comunidad, es decir, el grado en el cual las abundancias se dividen equitativamente entre las especies presentes (Clarke y Warwick 2001). En todos los casos, se calculó la media de cada índice para cada año. Las posibles diferencias de los índices de diversidad entre años se

evaluaron mediante ANOVAs de una vía (factor: AÑO). En el caso de la abundancia de peces, se calculó un índice de densidad expresado como captura total por lance ponderada por el área barrida del mismo, y se expresó en  $t\text{ mn}^{-2}$ .

Los cambios temporales en la densidad total del ensamble y de las especies discriminantes de los mismos se evaluaron mediante análisis de varianza de una vía (ANOVA, factor: AÑO). Previamente, se evaluó la presencia de puntos atípicos o *outliers* (observación numéricamente distante del resto de los datos; Test de Grubbs) y el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianza. En los casos en que los mismos no fueron cumplidos, la variable fue transformada a logaritmo de la densidad.

En aquellos casos en que se detectaron diferencias en los ANOVAs, se aplicaron pruebas *post-hoc* para tamaño desigual de muestras (Zar 2010).

### Estructura del ensamble

Para investigar los cambios temporales en la estructura del ensamble de peces costeros para el período de estudio, se aplicaron análisis multivariados (MDS, SIMPER, PERMANOVA). Estas rutinas permiten analizar datos multivariados o univariados procedentes de diseños complejos y desbalanceados (Anderson et al. 2008). Se construyó una matriz de similitud con las abundancias por especie de cada lance, categorizados a su vez por año. Las abundancias fueron transformadas con raíz cuarta a fin de reducir la influencia de las especies más abundantes (Clarke y Warwick 2001). Las diferencias en la estructura de los ensambles entre años se testearon con PERMANOVA (análisis multivariado de varianza por permutación) empleando el *software* PRIMER V6 (Clark y Gorley 2006). Las matrices de similitud se utilizaron también para explorar la estructura del ensamble de peces con métodos de ordenación no-métrico de escalamiento multidimensional (MDS), donde un valor de estrés por debajo de 0,20 representa una ordenación adecuada del MDS en dos dimensiones (Clarke y Warwick

Tabla 2. Ocurrencia de taxones para cada año. Peces óseos (O), cartilaginosos (C); de hábitos demersal (D) o pelágico (P); de interés comercial o no comercial. Las especies con mayor contribución a las disimilitudes entre años (identificadas por el SIMPER) están señaladas con (\*).  
 Table 2. Occurrence of taxa for each year. Bony fish (O), cartilaginous (C); demersal (D) or pelagic (P) habits; of commercial or non-commercial interest. Species with the greatest contribution to the dissimilarities between years (identified by SIMPER) are marked with (\*).

Taxón	Tipo	Hábito	Interés	1994	1995	1998	1999	2000	2003	2005	2008	2011	2012
<i>Acanthistius patachonicus</i>	O	D	Comercial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Alopias vulpinus</i>	C	D	No comercial	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-
<i>Anchoa mitchilli</i>	O	P	No comercial	-	-	x	x	-	-	-	-	-	x
<i>Astroscoptes sexspinosus</i>	O	D	No comercial	x	x	x	x	x	x	x	-	-	x
<i>Atlantoraja castelnaui</i>	C	D	Comercial	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Atlantoraja cyclophora</i>	C	D	Comercial	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Balistes caprisicus</i>	O	D	No comercial	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-
<i>Brama brama</i>	O	D	No comercial	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Brevoortia aurea</i>	O	D	No comercial	x	-	x	x	x	x	x	x	x	-
<i>Callorhynchus callorhynchus*</i>	O	D	Comercial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Conger orbignyanus</i>	O	D	No comercial	x	-	-	x	-	x	x	x	x	-
<i>Cynoscion guatucupa*</i>	O	D	Comercial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Dasyatis</i> spp.	C	D	No comercial	x	-	x	x	x	x	x	-	x	-
<i>Diplodus argenteus</i>	O	D	No comercial	x	-	x	-	x	x	-	x	x	x
<i>Dipturus chilensis</i>	C	D	Comercial	x	-	-	-	-	x	-	-	x	x
<i>Dipturus trachyderma</i>	C	D	Comercial	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Discopyge tschudii</i>	C	D	No comercial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Dules auriga</i>	O	D	No comercial	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Engraulis anchoita</i>	O	P	Comercial	x	x	-	x	x	-	-	x	x	x
<i>Galeorhinus galeus*</i>	C	D	No comercial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Genidens barbatus</i>	O	D	No comercial	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Lycengraulis grossidens</i>	O	P	No comercial	-	-	-	-	-	x	-	-	-	x
<i>Macrondon atricauda</i>	O	D	Comercial	-	-	x	-	-	-	-	x	-	-
<i>Macrurus magellanicus</i>	O	D	Comercial	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-
<i>Menticirrhus americanus</i>	O	D	No comercial	-	-	-	-	x	x	-	-	x	-
<i>Merluccius hubbsi</i>	O	D	Comercial	x	x	-	x	x	x	x	x	x	-
<i>Micropogonias furnieri</i>	O	D	Comercial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Mullus argentinae</i>	O	D	No comercial	-	-	x	-	x	x	x	x	x	x
<i>Mustelus schmitti*</i>	C	D	Comercial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Myliobatis</i> spp.*	C	D	No comercial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Nemadachylus bergi*</i>	O	D	No comercial	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Notorhynchus cepedianus</i>	C	D	No comercial	x	x	-	-	-	x	x	x	x	-
<i>Odontheistes argentinensis</i>	O	P	No comercial	-	x	-	-	x	-	-	x	-	-
<i>Oncopterus darwini</i>	O	D	Comercial	x	-	x	-	x	x	x	x	x	x



Tabla 2. Continuación.  
Table 2. Continued.

Taxón	Tipo	Hábito	Interés	1994	1995	1998	1999	2000	2003	2005	2008	2011	2012
<i>Pagrus pagrus</i>	O	D	Comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Paralichthys</i> spp.*	O	D	Comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Parona signata</i> *	O	D	Comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Percophis brasiliensis</i> *	O	D	Comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pingipies brasiliensis</i>	O	D	No comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Polyprion americanus</i>	O	D	No comercial	X	X	X	-	-	X	X	-	X	X
<i>Pomatomus saltatrix</i>	O	P	No comercial	X	-	X	X	-	X	X	-	X	X
<i>Porichthys porosissimus</i>	O	D	No comercial	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Prionotus nudigula</i>	O	D	No comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Prionotus punctatus</i>	O	D	No comercial	X	-	-	-	-	-	-	X	-	-
<i>Psammobatis</i> spp.	C	D	Comercial	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudoperca semifasciata</i>	O	D	Comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Rajidae	C	D	Comercial	X	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rammogaster arcuata</i>	O	D	No comercial	-	-	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Raneya brasiliensis</i>	O	D	No comercial	-	-	-	-	-	-	X	-	X	X
<i>Rhinobatos horkelii</i>	C	D	No comercial	X	-	X	-	-	X	-	-	-	-
<i>Rioraja agassizi</i>	C	D	Comercial	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Schroederichthys bivius</i>	C	D	No comercial	-	-	-	-	-	-	-	-	X	X
<i>Scomber colias</i>	O	P	Comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Seriotelella porosa</i>	O	P	No comercial	X	X	X	-	X	-	-	X	-	-
<i>Squalus</i> spp.	C	D	No comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Squatina guggenheim</i>	C	D	No comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Stromateus brasiliensis</i> (*)	O	D	No comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Symphurus</i> sp.	O	D	No comercial	-	-	X	X	X	-	X	X	X	X
<i>Sympterygia acuta</i>	C	D	Comercial	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Sympterygia bonapartii</i>	C	D	Comercial	X	-	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Thyrsitops lepidopodea</i>	O	P	No comercial	-	-	-	X	-	X	X	X	X	X
Torpedo puelcha	O	P	No comercial	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trachurus lathami</i> (*)	O	P	No comercial	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Triathalassothia argentina</i>	O	D	No comercial	-	-	-	-	-	-	X	-	X	-
<i>Trichiurus lepturus</i>	O	D	No comercial	-	-	X	-	-	-	X	X	-	X
<i>Umbrina canosai</i>	O	D	No comercial	X	-	-	-	-	X	X	X	X	X
<i>Urophycis brasiliensis</i>	O	D	Comercial	X	-	X	X	X	-	X	-	X	-
<i>Xystreuris rasile</i>	O	D	Comercial	X	-	X	-	X	X	X	X	X	X
<i>Zapteryx brevirostris</i>	C	D	No comercial	-	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Zenopsis conchifer</i>	O	D	No comercial	X	-	X	X	-	X	X	-	X	X

2001). Las especies responsables de la similitud dentro de cada año y las disimilitudes entre años fueron analizadas mediante análisis de porcentajes de similitud (SIMPER) sobre los datos de abundancia. Este método compara las abundancias promedio y examina la contribución de cada especie a las similitudes dentro de un determinado grupo o diferencias entre los grupos (Clarke y Warwick 2001). En base al SIMPER, se identificaron las especies más importantes en la discriminación entre años y se evaluaron individualmente en términos de densidad por años.

Todas las pruebas se basaron en 4.999 permutaciones de los residuos bajo un modelo reducido para obtener los valores de probabilidad ( $p$ ). Este método de permutación es el más apropiado en nuestro caso, ya que proporciona el mejor poder estadístico y el error de Tipo I más preciso (Anderson et al. 2008). Cuando los test fueron significativos ( $\alpha = 0,05$ ), se realizaron comparaciones *a posteriori* de a pares, basadas en 4.999 permutaciones aleatorias para obtener los valores de  $p$ .

#### *Relación de la densidad (DENS) y riqueza (S) de peces costeros con variables oceanográficas*

Dado que el ensamble de peces costeros está representado casi en un 90% por peces de hábitos demersales y que el arte de pesca utilizado en las campañas (red tipo Engel para arrastre de fondo) no es la indicada para pescar especies pelágicas, lo que produce una subestimación de su abundancia, se decidió eliminar de la matriz de datos biológicos a las especies de peces de hábitos pelágicos (9 especies de 70 totales) para minimizar la variabilidad al momento de modelar la densidad y riqueza de peces costeros. La matriz de datos oceanográficos se construyó con datos de temperatura y salinidad de fondo, profundidad y estabilidad de la columna de agua correspondiente a perfiles CTD relacionados a cada lance. En total se analizaron 533 lances para el período 1994-2012. Los lances correspondientes a la campaña del año 2000 no se incluyeron en este análisis por no contar con datos oceanográficos validados. En

aquellos lances en que no se contó con perfiles CTD se interpoló el valor correspondiente en base a un grillado realizado a partir de la distribución total de estaciones en el área mediante el *software* Surfer (Surfer 8.0, Golden Software). Por medio de este mismo software fueron graficados los campos de temperatura y salinidad de fondo para cada campaña utilizada en el análisis.

Se estudió la relación entre la riqueza (S) y la densidad (DENS) de peces demersales costeros con las variables oceanográficas empleando modelos lineales generales durante el período 1994-2012. Se consideraron las siguientes variables oceanográficas: Temperatura de fondo (TMP), Salinidad de fondo (SAL), Profundidad (PRF), y parámetro de estabilidad (PHI), Latitud (LAT) y Longitud (LON) (variables continuas) y variables categóricas: Número de estrato (EST) y Año (AÑO).

Se calculó inicialmente una estadística básica (media, desvío estándar, coeficiente de variación, máximo y mínimo), para cada variable bajo análisis. Se efectuó un análisis exploratorio preliminar para cuantificar el grado de colinealidad de las variables oceanográficas. El mismo consistió en la realización de diagramas de dispersión y el cálculo de los factores de Inflación de la Varianza (VIF) (Zuur et al. 2009). En el cálculo de los VIF se utilizó el procedimiento “paso a paso” que consiste en la eliminación de la variable con mayor VIF ( $> 3$ ) en cada paso, repitiendo el procedimiento hasta obtener todos los valores de VIF por debajo del valor de corte ( $< 3$ ). Posteriormente se eliminaron aquellas variables colineales y los valores anómalos observados.

Para determinar las relaciones entre la densidad y riqueza de peces demersales costeros con las variables oceanográficas se desarrolló en cada caso un Modelo Lineal General (GLM, McCullagh y Nelder 1989), considerando los factores categóricos AÑO y EST. Se empleó la transformación Box-Cox a los efectos de normalizar las variables respuesta. La selección de modelos y variables se realizó mediante el criterio de infor-

mación de Akaike (AIC; Burnham y Anderson 2002). Además de los valores de AIC se calcularon los pesos de Akaike ( $w$ ) y los porcentajes de varianza explicada por cada modelo ( $R^2$ ). Una vez seleccionado el modelo se calculó la tabla ANOVA para evaluar la significación estadística de los factores y covariables incluidos en el modelo seleccionado. Se consideró como conjunto de referencia de modelos en competencia al conjunto de todos los modelos posibles. Los resultados fueron considerados estadísticamente significativos cuando el valor  $p < 0,05$ . Para evaluar el desempeño de cada modelo seleccionado se construyeron los gráficos de probabilidad normal de residuos estandarizados y residuos estandarizados versus valores teóricos. A partir de un primer diagnóstico, mediante el análisis de residuales de los modelos seleccionados, se evaluó la presencia de puntos influyentes y *outliers*. Los mismos fueron eliminados de la base de datos y se efectuó una segunda corrida definitiva de cada modelo seleccionado. Para evaluar puntos influyentes y atípicos se tuvieron en cuenta los valores absolutos de los residuos estandarizados eliminados, considerando un umbral de corte igual a 3.

La selección de modelos, los ajustes y la estimación de parámetros de los modelos, se realizaron mediante el programa estadístico R (R Development Core Team V. 3.5.2 2018) y se emplearon las librerías *stat*, *MuMIn* y *relaimpo*.

---

## RESULTADOS

---

Para el período de estudio (1994-2012) se registraron en el área de ER 70 especies de peces costeros, 48 correspondientes a peces óseos (69%) y 22 a peces cartilaginosos (31%); 61 tienen hábitos demersales (87%) y 9 pelágicos (13%); 27 especies son de interés comercial para la pesca y 43 especies representan fauna acompañante, las cuales no son de interés comercial (Tabla 2). Del total de las especies de peces regis-

tradas, 11 especies fueron las responsables de las disimilitudes en la estructura de ensamble de peces costeros entre años (identificadas por el SIMPER). Ellas son el pez gallo (*Callorhynchus callorhynchus*), la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*), el cazón (*Galeorhinus galeus*), el gatuzo (*Mustelus schmitti*), los chuchos (*Myliobatis* spp.), la castañeta (*Nemadactylus bergi*), los lenguados (*Paralichthys* spp.), la palometa (*Parona signata*), el pez palo (*Percophis brasiliensis*), el pampanito (*Stromateus brasiliensis*) y el surel (*Trachurus lathami*).

### Diversidad del ensamble de peces costeros

Se observó una alta variabilidad en cuanto a la riqueza de especies del ensamble completo a través de los años (Figura 2 A). Si bien existen diferencias entre años ( $F_{9, 580} = 36,1$ ;  $p < 0,001$ ), no se identificó un patrón definido. El mayor número de especies se registró en 1998 ( $S = 17$ ) mientras que la menor riqueza media de especies se observó en 2008 ( $S = 8$ ).

En cuanto a la diversidad específica o índice de Shannon ( $H'$ ), al igual que con la riqueza, se registraron algunas diferencias entre años ( $F_{9, 580} = 8,5$ ;  $p < 0,001$ ; Figura 2 B) pero no se observó un patrón. En 1998 se registraron los valores más altos de  $H'$ , indicando que las abundancias estuvieron más equitativamente distribuidas entre las especies, mientras que en 2008 se registró el valor más bajo de  $H'$ , indicando una mayor dominancia de alguna de las especies.

Si bien el índice de equitatividad de Pielou tuvo variación a lo largo de los años ( $F_{9, 580} = 3,1$ ;  $p = 0,001$ ; Figura 2 C), al igual que la riqueza y el índice de Shannon, no se observó un patrón.

### Densidad de peces costeros ( $t\ mn^{-2}$ )

#### *Ensamble completo*

En términos de densidad del ensamble existieron diferencias entre años ( $F_{9, 545} = 13,6$ ;  $p < 0,001$ ; Figura 2 D) observándose un patrón

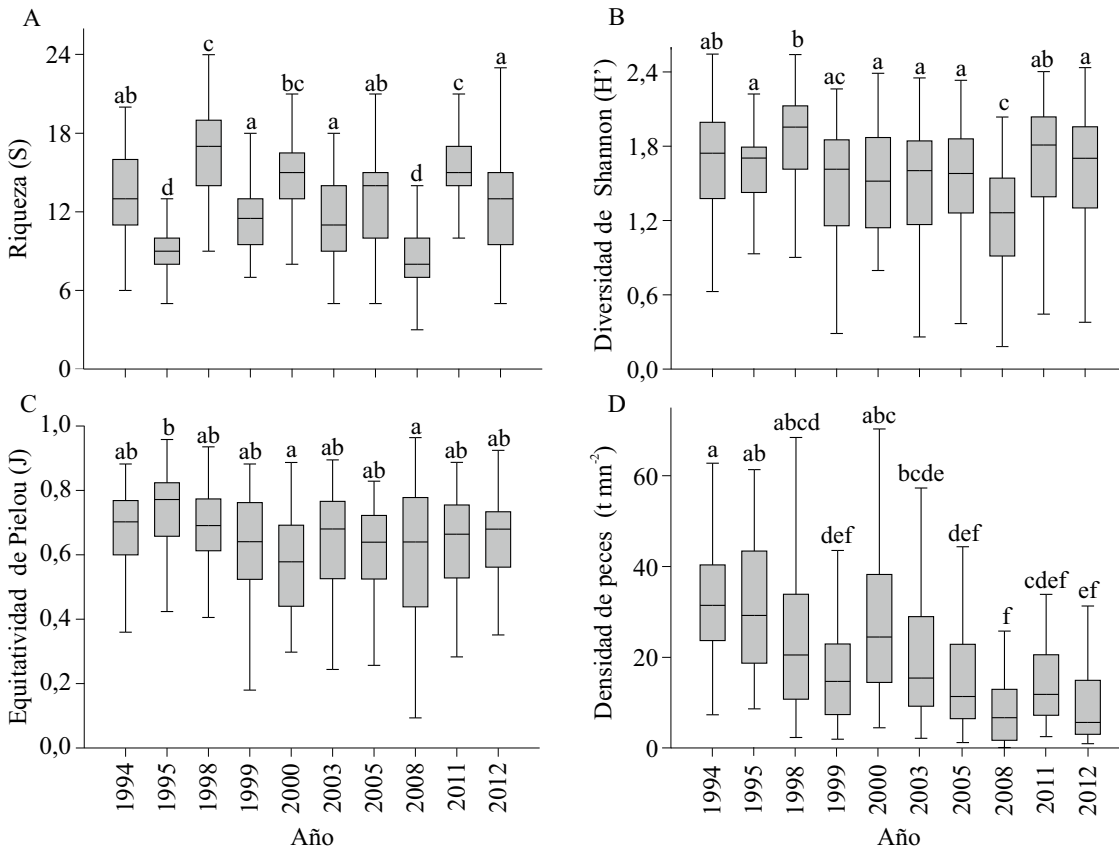


Figura 2. *Box-plot* de riqueza (A), diversidad de Shannon (B), equitatividad de Pielou (C) y densidad (D) del ensamble de peces costeros a lo largo de los años para el período 1994-2012. Las letras minúsculas sobre los *box-plot* indican diferencias estadísticas entre años a partir de los resultados de los ANOVAs.

Figure 2. *Box-plot* of richness (A), Shannon diversity (B), Pielou equitability (C) and density (D) of the coastal fish assemblage over the years for the period 1994-2012. Lowercase letters on the *box-plots* indicate statistical differences between years from the results of the ANOVAs.

decreciente en el período de estudio, siendo la densidad promedio en 1994 ( $32,1 \text{ t mn}^{-2}$ ), 2,5 veces mayor que en 2012 ( $12,6 \text{ t mn}^{-2}$ ).

#### *Especies de interés comercial y no comercial*

Se identificaron 27 especies de peces de interés comercial y 43 especies de peces no comerciales (Tabla 2) y se evaluó la evolución temporal de la densidad de ambos grupos. En cuanto a las especies comerciales, la densidad promedio difirió entre años ( $F_{9,581} = 29,9$ ;  $p < 0,001$ ; Figura 3 A), decreciendo a partir de 1999. Los años 2008 y 2012 difirieron de todo el resto, siendo sus densi-

dades las menores del período; 2,4 veces menor que en 1994 y 1995. La densidad de peces no comerciales también difirió entre años ( $F_{9,581} = 8,3$ ;  $p < 0,001$ ; Figura 3 A). Al igual que con las comerciales, 2008 y 2012 difirieron del resto siendo sus densidades las menores del período. En comparación con 1994 y 1995, en 2008 y 2012 se registró una densidad promedio 60% menor. Si bien en los dos grupos de peces se observó un patrón decreciente de las densidades a lo largo de los años, el mismo es más pronunciado en las especies comerciales que en las no comerciales.

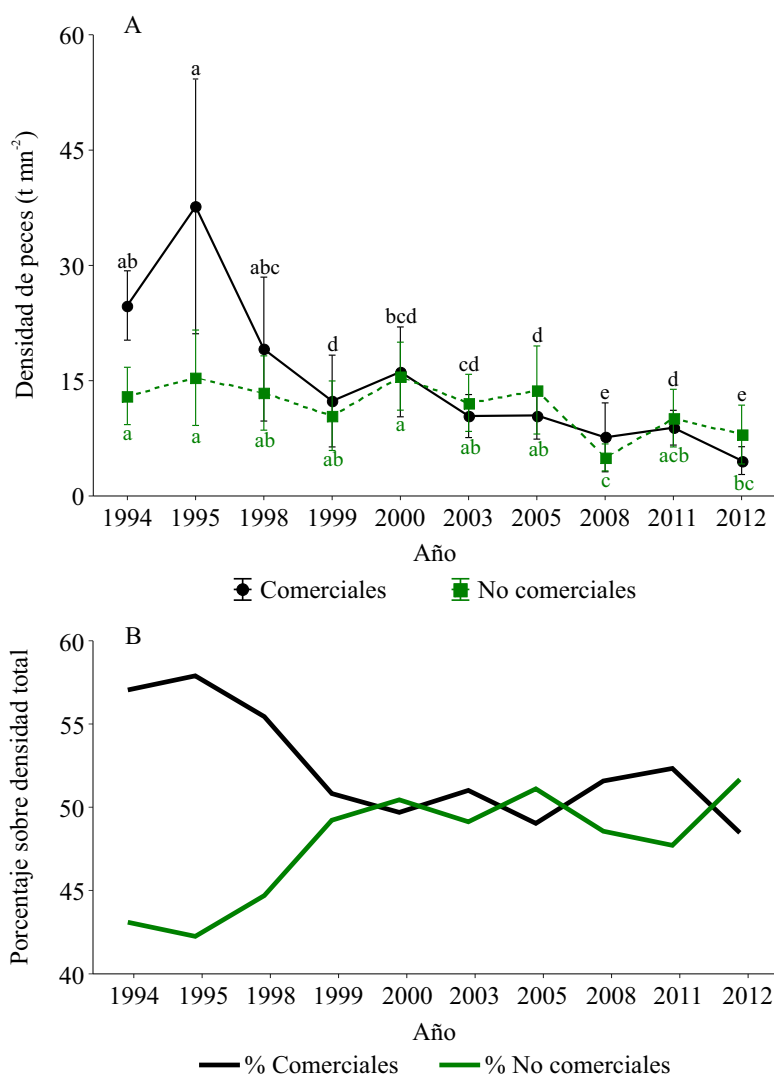


Figura 3. A. Densidad media del grupo de peces de interés comercial y del grupo de peces no comerciales por año para el período 1994-2012. Las barras de error indican intervalos de confianza del 95%. Las letras minúsculas indican diferencias entre años. B. Porcentaje de representatividad de los dos grupos de peces, comerciales y no comerciales respecto a la densidad total de peces del ensamble costero.

Figure 3. A) Average density of the group of fish of commercial interest and of the group of non-commercial fish per year for the period 1994-2012. Error bars indicate 95% confidence intervals. Lower case letters indicate differences between years. B) Percentage of representativeness of the two groups of fish, commercial and non-commercial, with respect to the total density of fish in the coastal assemblage.

En relación al porcentaje de representatividad de ambos grupos en los lances a lo largo del tiempo, se observó que al comienzo del período las especies comerciales representaban el 57% de la densidad total mientras que las no comerciales el

43% (Figura 3 B). Se observa que, a partir de 1999, ambos grupos presentaron un porcentaje similar (50%), y que en 2012 el porcentaje de las especies no comerciales fue ligeramente superior a las comerciales.

### *Especies de peces discriminantes*

Del análisis multivariado (SIMPER) surgió que 11 especies de peces fueron las responsables de las diferencias registradas en el ensamble de peces costeros entre años. Previo a los análisis, las densidades de dichas especies fueron transformadas con logaritmo a fin de cumplir con los supuestos del ANOVA.

Se registraron diferencias en la densidad de la pescadilla de red *C. guatucupa* ( $F_{9,207} = 4,6$ ;  $p < 0,001$ ), del gatuzo *M. schmitti* ( $F_{9,457} = 8,8$ ;  $p = 0,001$ ) y del pampanito *S. brasiliensis* ( $F_{9,417} = 11,6$ ;  $p < 0,001$ ), evidenciándose en todas ellas una tendencia decreciente de la densidad hacia el final del período de estudio (Figura 4).

En referencia a la palometa *P. signata* su densidad difirió entre años ( $F_{9,295} = 8,5$ ;  $p < 0,001$ ; Figura 4), registrándose valores mayores en 1995 y 2008; sin embargo, la tendencia de la densidad hacia finales del período fue decreciente.

En cuanto al pez palo *P. brasiliensis*, la densidad difirió entre años ( $F_{9,502} = 7,6$ ;  $p < 0,001$ ; Figura 4), registrándose valores mayores en los primeros tres años de estudio con un máximo de densidad en 1995. A partir de 1998 la tendencia en la densidad también fue decreciente.

La densidad de los lenguados del Género *Paralichthys* mostró un pico de máxima densidad en 1995 y luego decreció a través del tiempo. Las densidades registradas en 1994, 1995 y 1998 fueron mayores y difirieron del resto de los años ( $F_{9,413} = 58,4$ ;  $p < 0,001$ ; Figura 4).

Para el cazón *G. galeus* la densidad registró diferencias entre años, con una tendencia decreciente ( $F_{9,235} = 4,7$ ;  $p < 0,001$ ; Figura 4), siendo el valor más bajo del período el registrado en 2011.

En el caso del pez gallo *C. callorhynchus*, de los peces chuchos del Género *Myliobatis*, y de la castañeta *N. bergi* si bien mostraron densidades variables en el período de estudio, no se registraron diferencias significativas entre años (Figura 4).

Finalmente, la densidad del surel *T. lathami* difirió entre años ( $F_{9,250} = 3,1$ ;  $p = 0,001$ ). En 1999, 2000 y 2003 se registraron los mayores

valores de densidad en comparación con el resto de los años estudiados (Figura 4).

### **Análisis multivariado del ensamble de peces**

La variabilidad intra-anual en la estructura del ensamble fue alta, con valores de similitud que no superaron el 25% para ninguno de los años analizados. Es decir, la estructura del ensamble de los lances para un mismo año fue muy heterogénea. Se identificaron las tres especies más relevantes para cada año, basadas en el porcentaje de contribución de las mismas a la similitud dentro del año (Tabla 3). El ensamble de 2008 fue el que mostró el valor más bajo de similitud.

Todos los años difirieron en la estructura de sus ensambles ( $P \text{ perm} < 0,001$ ), excepto 2005 de 2012 (Figura 5). El año que más se diferenció del resto fue 2008. En todos los casos donde se registraron diferencias, los valores de disimilitud superaron el 75% (material suplementario, Tabla S1). En esta oportunidad también se identificaron las especies responsables de la disimilitud entre años que fueron once. Si, por ejemplo, comparamos los años más extremos del período, el ensamble de 1994 difirió en un 84% del de 2012, con siete especies contribuyendo a esta disimilitud. Seis de ellas, gatuzo, pampanito, palometa, pez palo, castañeta, y pescadilla de red fueron más abundantes en 1994 que en 2012.

### **Relación de la densidad (DENS) y riqueza (S) de peces costeros demersales con variables oceanográficas**

Durante los años analizados se registraron diferencias interanuales tanto en la temperatura de fondo como en la salinidad de fondo (Figura 6). La gran variabilidad observada en cada año indica la existencia de importantes gradientes horizontales de temperatura y salinidad debido a la presencia de regiones frontales típicas en el área (Figuras 7-9). La temperatura de fondo muestra para toda el área tres períodos definidos, uno con los valores

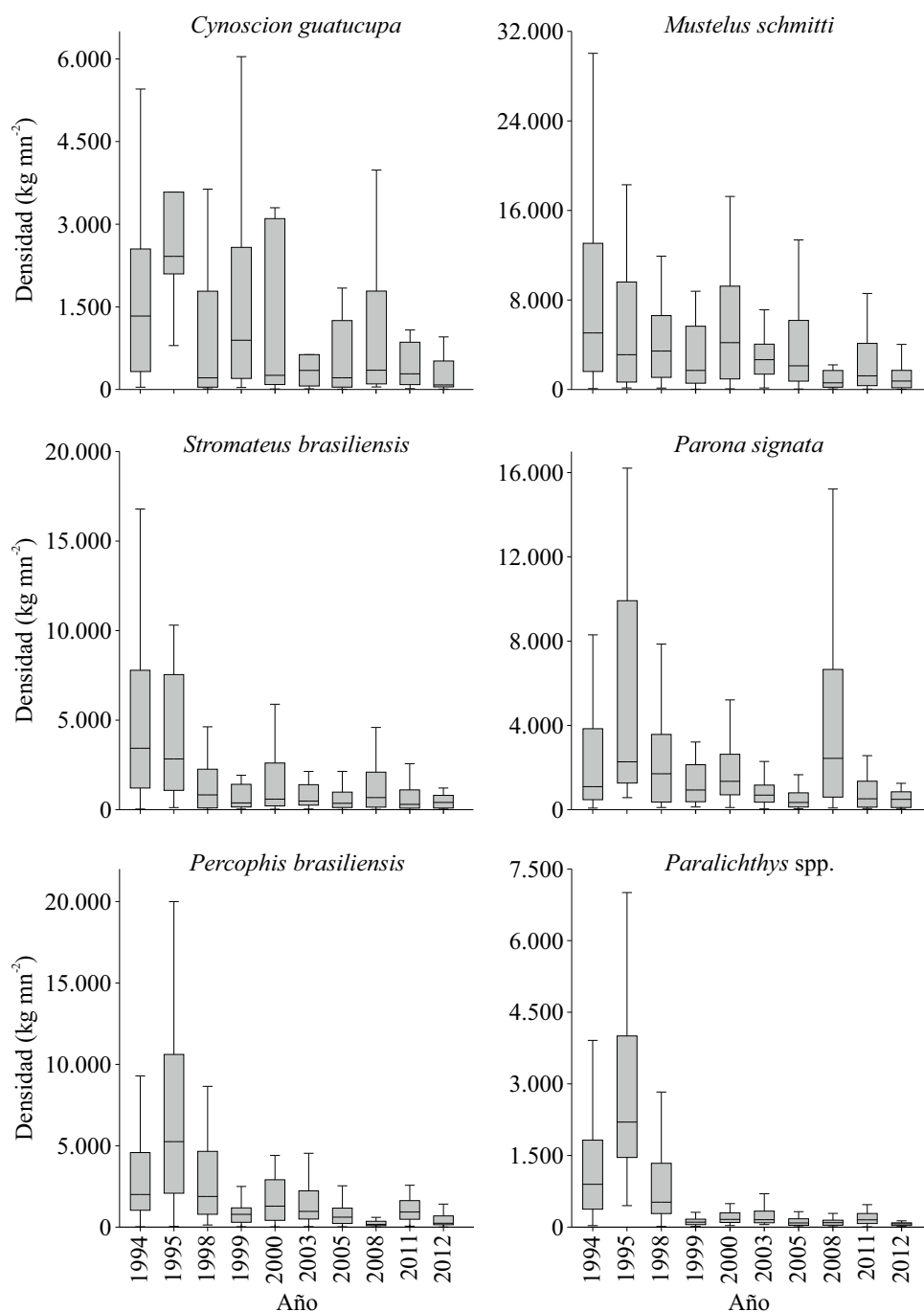


Figura 4. Evolución temporal de la densidad de cada una de las 11 especies de peces identificadas como las responsables de las diferencias en el ensamble de peces costeros a través de los años. Notar que las escalas del eje Y son diferentes para cada especie.

Figure 4. Temporal evolution of the density of each of the 11 species of fish identified as responsible for the differences in the assemblage of coastal fish through the years. Note that Y-axis scales are different for each species.

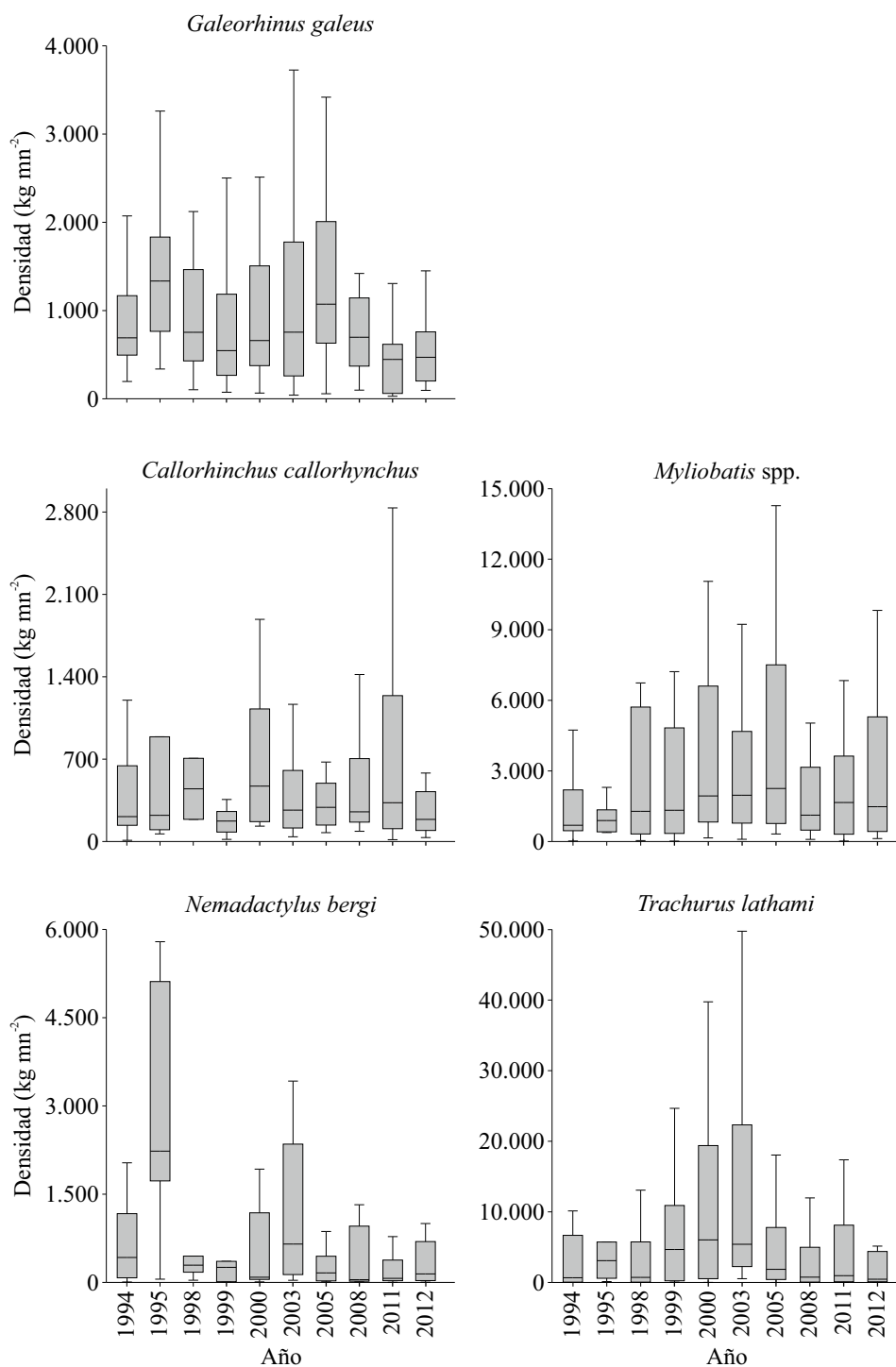


Figura 4. Continuación.  
Figure 4. Continued.



Tabla 3. Porcentaje de similitud del ensamble de peces costeros para cada año y las tres especies más importantes que lo definen.  
 Table 3. Percentage of similarity of the coastal fish assemblage per year and the three most important species that define it.

Año	% similitud	Especies
1994	24,2	Gatuzo, pampanito, pez palo
1995	24,8	Pez palo, pampanito, lenguados
1998	23,8	Gatuzo, pez palo, pez ángel
1999	19,4	Gatuzo, pez palo, surel
2000	22,9	Gatuzo, pez palo, surel
2003	22,8	Gatuzo, pez palo, surel
2005	18,8	Gatuzo, surel, pez palo
2008	12,2	Pampanito, palometa, pez palo
2011	21,2	Pez palo, gatuzo, surel
2012	17,8	Gatuzo, pez palo, surel

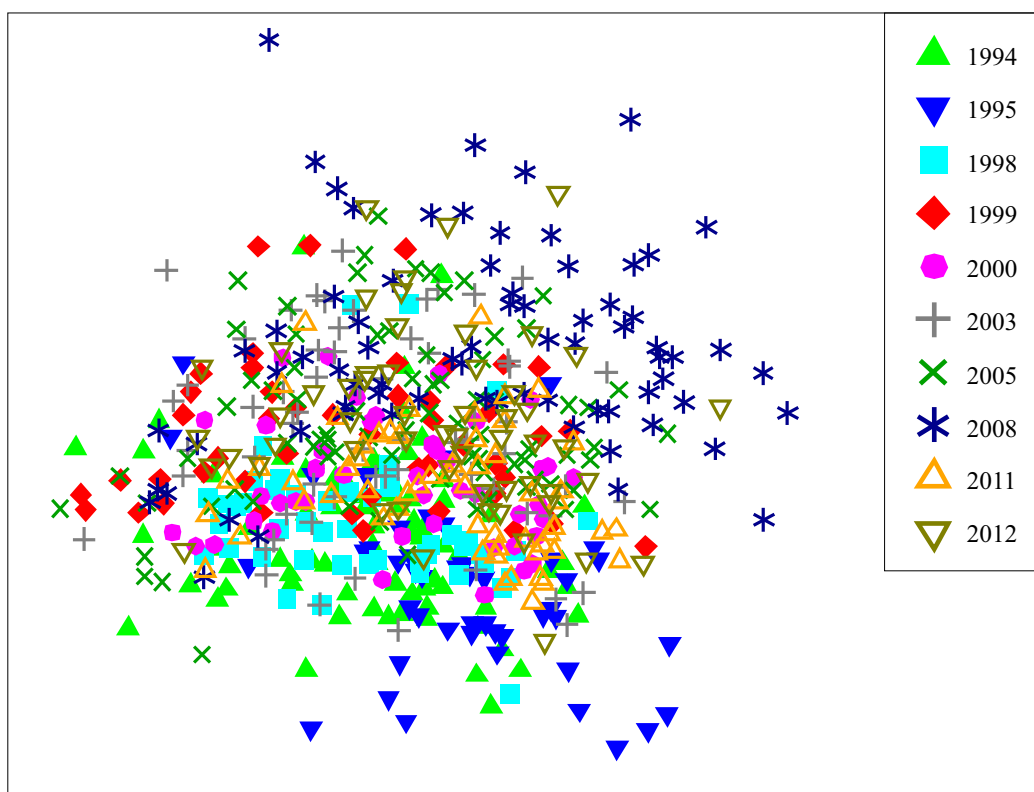


Figura 5. Ordenación MDS (escalamiento métrico multidimensional) de la estructura del ensamble de peces costeros por lance. Cada símbolo y color corresponde a un año del período 1994-2012.

Figure 5. MDS (multidimensional metric scaling) arrangement of the coastal fish assemblage structure per haul. Each symbol and color corresponds to a year in the period 1994-2012.

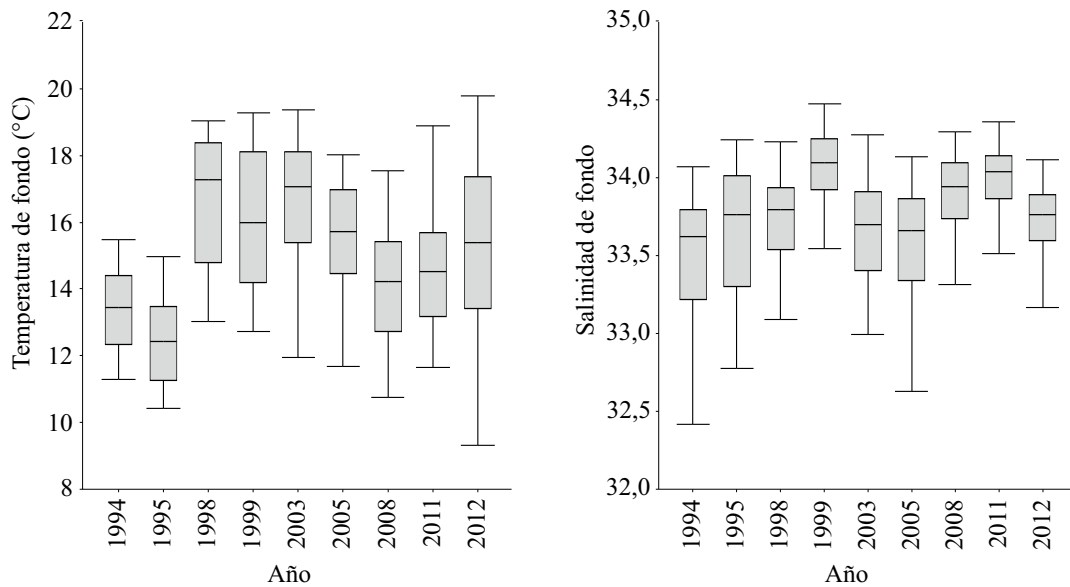


Figura 6. Evolución temporal de la temperatura de fondo y la salinidad de fondo en la región de estudio para el período 1994-2012.

Figure 6. Temporal evolution of bottom temperature and salinity in the study region for the period 1994-2012.

más bajos (media de 12,9 °C) correspondientes a 1994 y 1995, un segundo período con los valores más altos (media de 16,3 °C) comprendido entre 1998 a 2005, y un tercer período con temperaturas intermedias (media 14,7 °C) entre 2008 a 2012. Respecto a la salinidad, también se observaron en la totalidad del área variaciones interanuales y durante el período de estudio la misma osciló entre 32,4 y 35,5, con un valor medio de 33,6, a excepción de 1999, 2008 y 2011, que presentaron un valor medio mayor de 33,97. Durante 1994 y 2005 se observaron las menores salinidades en el sector costero (Figuras 7-9). Los valores del parámetro de estabilidad PHI durante el período de estudio se mantuvieron en el rango entre 0 a 40 J m<sup>-3</sup>, indicativos de una columna de agua homogénea o levemente estratificada.

Del análisis preliminar exploratorio (material suplementario, Figura S1) y de acuerdo con el cálculo de los VIF, las variables LAT, LON y PRF quedaron fuera del modelo (GLM) por presentar un alto grado de colinealidad. A los efectos de normalizar las variables DENS, S y el

parámetro PHI se trabajó con la transformación Box-Cox (material suplementario, Tabla S2). De acuerdo con los valores de AIC obtenidos, los modelos seleccionados tanto para DENS como para S, contuvieron a los factores categóricos AÑO y EST en todos los casos (Tabla 4).

En cuanto a la densidad de peces demersales costeros (DENS), el modelo seleccionado explicó el 53% de la variabilidad e incluyó las covariables TMP, SAL y el parámetro PHI, todas con un efecto significativo sobre la densidad (material suplementario, Tabla S3). Tanto la temperatura como el parámetro PHI reflejaron una relación positiva, esto significa que en términos medios la densidad aumentó con el incremento de la temperatura de fondo y análogamente con el parámetro PHI, aunque los valores de esta última variable se encontraron en los rangos correspondientes a homogeneidad vertical de la columna de agua. La relación entre la densidad y la TMP difirió entre años, ya que la interacción AÑO × TMP resultó significativa ( $p = 0,0009$ ). En cuanto a la salinidad de fondo, la misma se

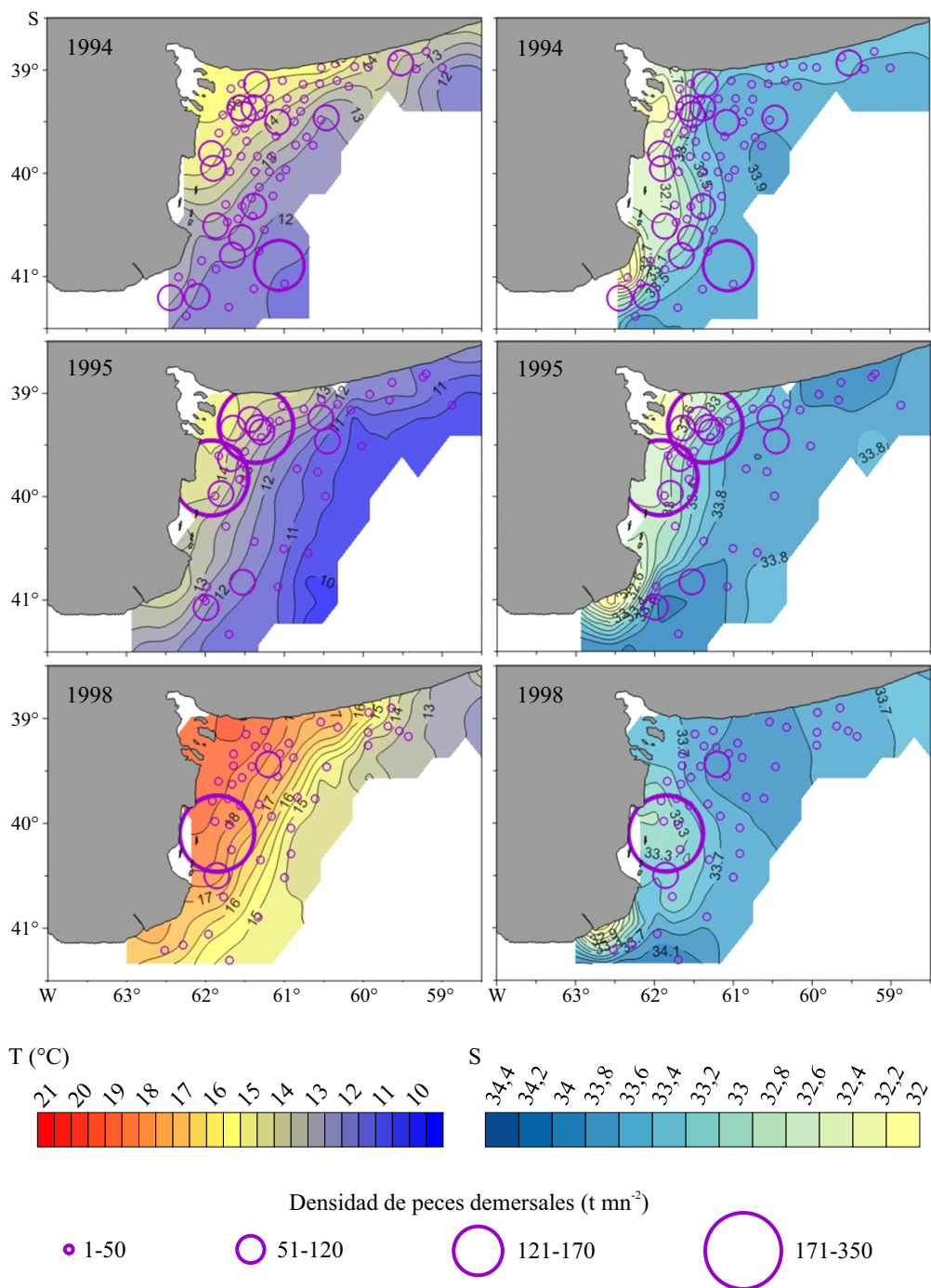


Figura 7. Densidad de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para 1994, 1995 y 1998, en el área de “El Rincón”.  
 Figure 7. Density of coastal demersal fish superimposed on the horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 1994, 1995 and 1998 in ‘El Rincón’ area.

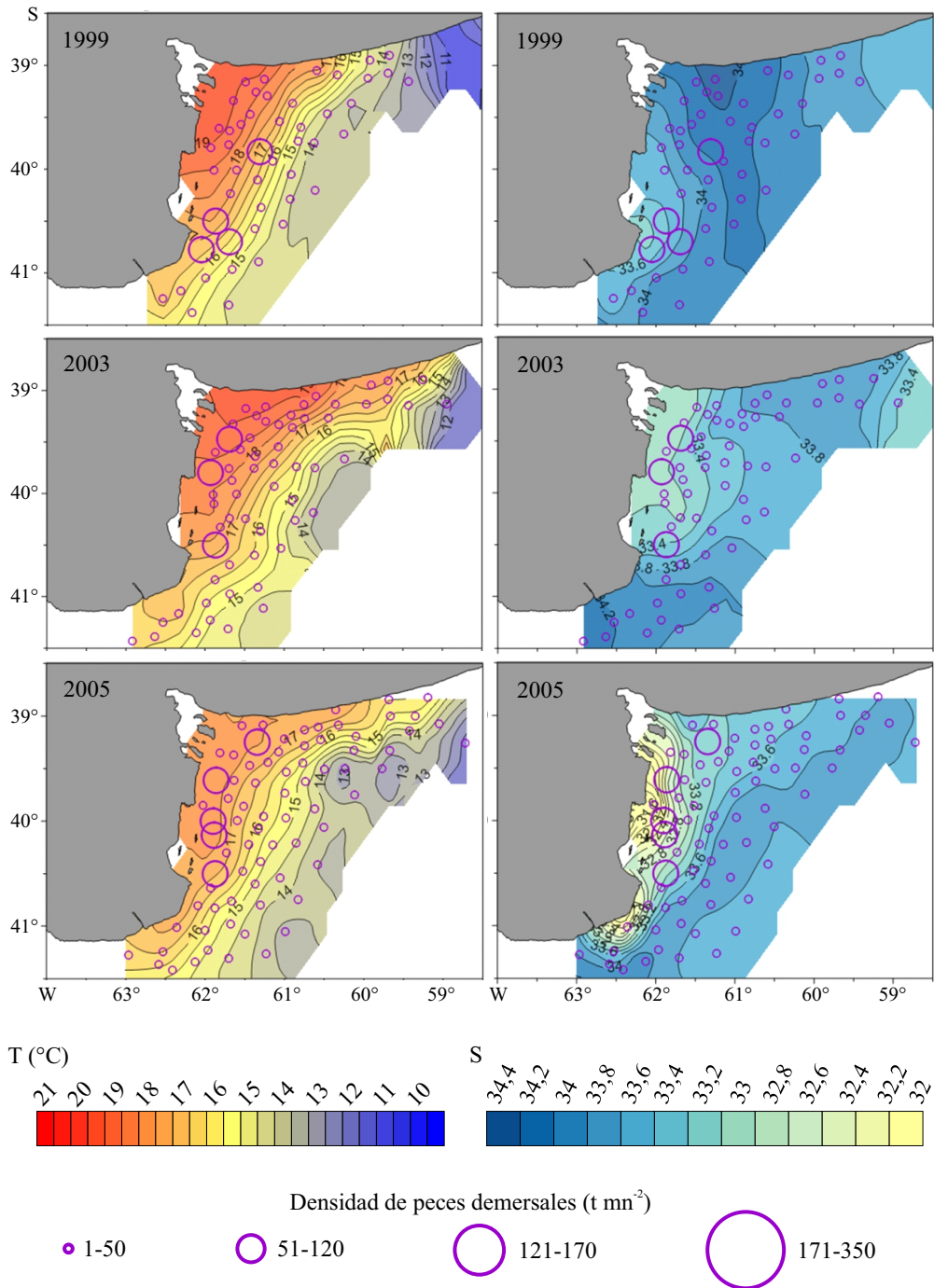


Figura 8. Densidad de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para 1999, 2003 y 2005, en el área de “El Rincón”.  
 Figure 8. Density of coastal demersal fish (in  $t\ mn^{-2}$ , purple circle) superimposed on the horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 1999, 2003 and 2005 in ‘El Rincón’ area.

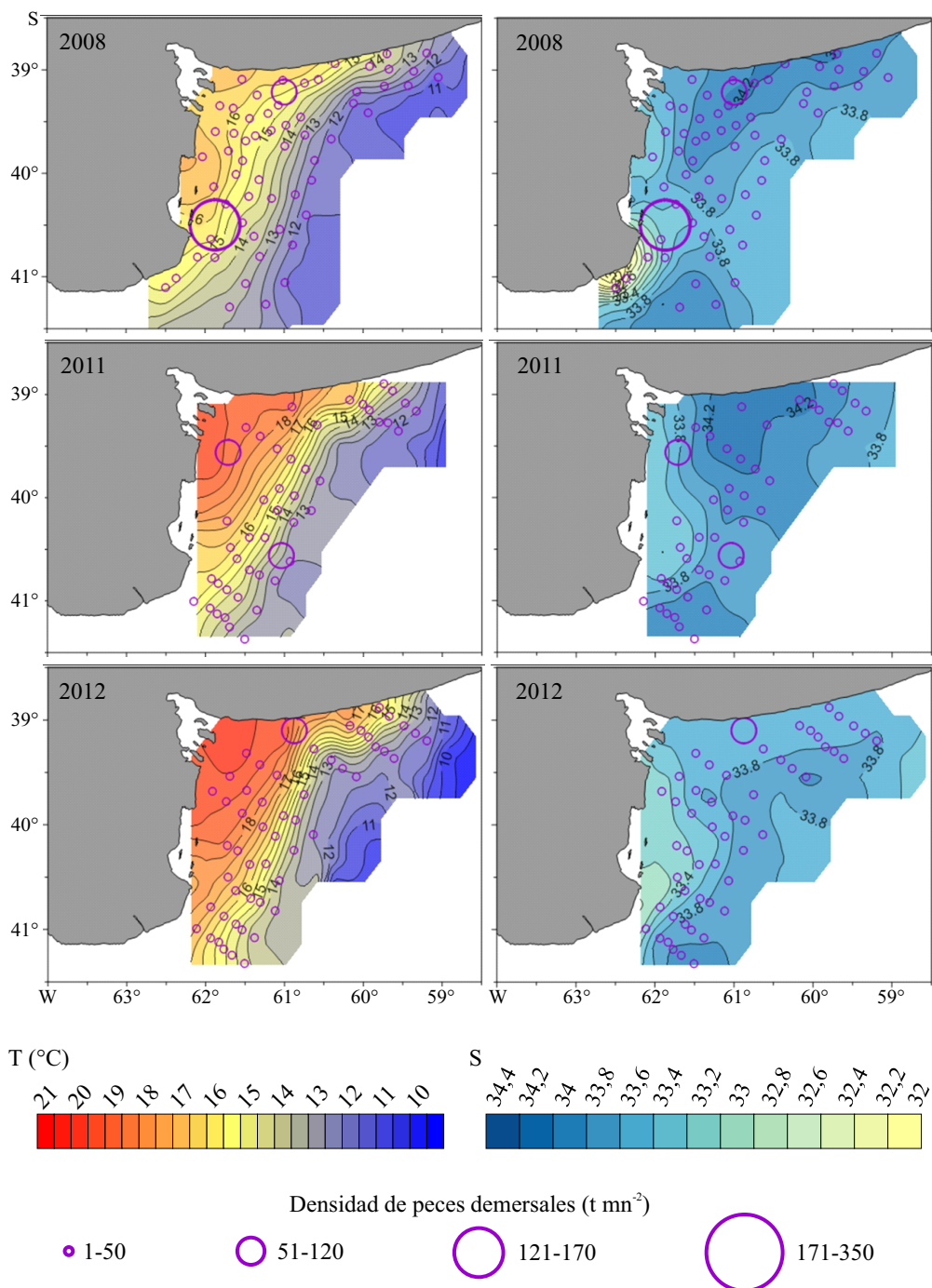


Figura 9. Densidad de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para 2008, 2011 y 2012 en el área de “El Rincón”.  
 Figure 9. Density of coastal demersal fish superimposed on the horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 2008, 2011 and 2012 in ‘El Rincón’ area.

Tabla 4. Valores de AIC, delta de Akaike ( $\Delta$ ), pesos de Akaike ( $\omega$ ) y  $R^2$  para los tres primeros modelos seleccionados por el criterio de Akaike. En negrita se resaltan los modelos finalmente seleccionados. Factores: EST (estrato), TMP (temperatura de fondo), SAL (salinidad de fondo), BCPHI (transformación Box-Cox del parámetro PHI).

Table 4. Values of AIC, Akaike delta ( $\Delta$ ), Akaike weights ( $\omega$ ) and  $R^2$  for the first three models selected by the Akaike criterion. Selected models are highlighted in bold. Factors: EST (strata), TMP (bottom temperature), SAL (bottom salinity), BCPHI (Box-Cox transformation of PHI parameter).

Modelo	AIC	$\Delta$	$\omega$	$R^2$
<b>Densidad</b>				
$\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{SAL} + \mathbf{BCPHI} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{BCPHI} + \varepsilon$	1.636,6	0	0,742	0,53
$\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{BCPHI} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{BCPHI} + \varepsilon$	1.639,1	2,54	0,208	0,53
$\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{SAL} + \mathbf{BCPHI} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \varepsilon$	1.642	5,38	0,05	0,51
<b>Riqueza</b>				
$\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{SAL} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{SAL} + \varepsilon$	<b>2.087,7</b>	<b>0</b>	<b>0,589</b>	<b>0,49</b>
$\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{SAL} + \mathbf{BCPHI} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{SAL} + \varepsilon$	2.088,5	0,83	0,389	0,49
$\mu + \mathbf{AÑO} + \mathbf{EST} + \mathbf{TMP} + \mathbf{BCPHI} + \mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP} + \varepsilon$	2.094,3	6,63	0,021	0,46

\*Se utilizó la notación BCPHI para indicar la transformación Box-Cox sobre la variable PHI.

relacionó negativamente con la densidad de peces costeros, es decir que la densidad fue mayor en áreas de menor salinidad, las cuales se ubican cercanas a la costa. Mediante el índice de importancia relativa (IR; Lindeman et al. 1980) se observó que la TMP contribuyó con 5,3%, la SAL 5,2% y el parámetro PHI 2,5% al modelo seleccionado (material suplementario, Tabla S3). Los resultados del modelo se corroboran al relacionar la densidad de peces demersales costeros con la temperatura de fondo y la salinidad de fondo, y se desprende que para 1995, 1998, 1999, 2003, 2005 y 2008 las densidades más elevadas se registraron en las áreas con mayores temperaturas y menores salinidades, correspondientes a zonas cercanas a la costa y asociadas a los máximos gradientes del frente estuarino (Figuras 7-9). Durante 1994, 2011 y 2012, no se observó la relación de la densidad de peces con la temperatura y/o salinidad identificada en el modelo (Figuras 7 y 9).

Con respecto a la riqueza (S) de peces costeros demersales y según el criterio de AIC, el modelo

seleccionado explicó el 49% de la variabilidad e incluyó las covariables TMP y SAL, de las cuales solo la temperatura resultó significativa ( $p = 0,0009$ ; material suplementario, Tabla S3) y contribuyó al modelo en un 5,4% (IR, material suplementario, Tabla S3). En términos medios, con el aumento de la temperatura aumentó la riqueza de peces costeros. Este comportamiento varió entre años, ya que la interacción  $\mathbf{AÑO} \times \mathbf{TMP}$  resultó significativa ( $p = 0,0003$ ). Del análisis espacial y mapas de superposición, se observó que la relación entre la riqueza de peces costeros demersales con las variables oceanográficas presentó gran variabilidad entre años (Figuras 10-12).

## DISCUSIÓN

Son conocidas las dificultades que existen para comprender los procesos que pueden influenciar la distribución de los peces y, por lo tanto, afectar la estructura de patrones espaciales y temporales

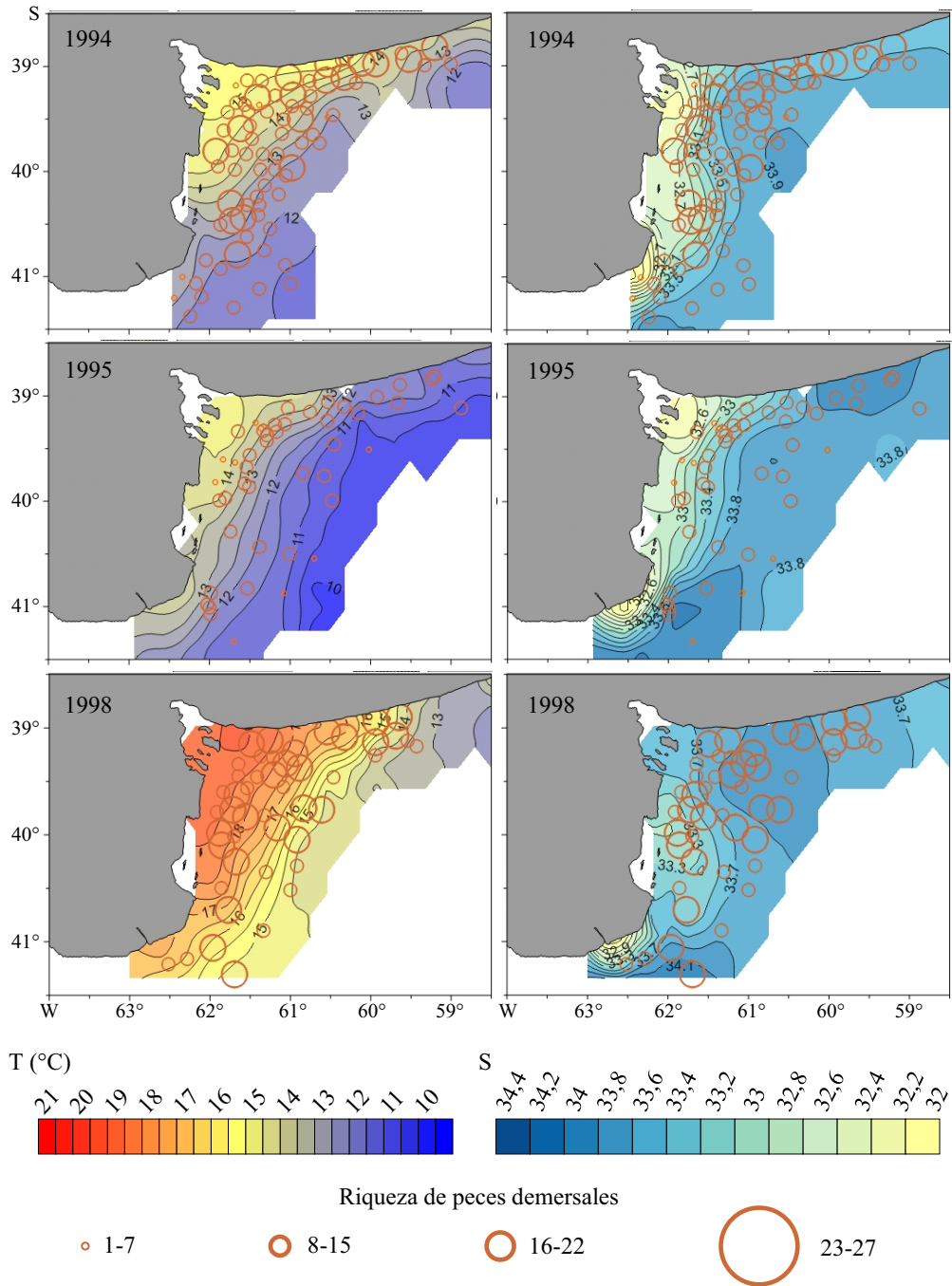


Figura 10. Riqueza de especies de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para 1994, 1995 y 1998, en el área de “El Rincón”.

Figure 10. Coastal demersal fish species richness (orange circle) superimposed on the horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 1994, 1995 and 1998 in ‘El Rincón area’.

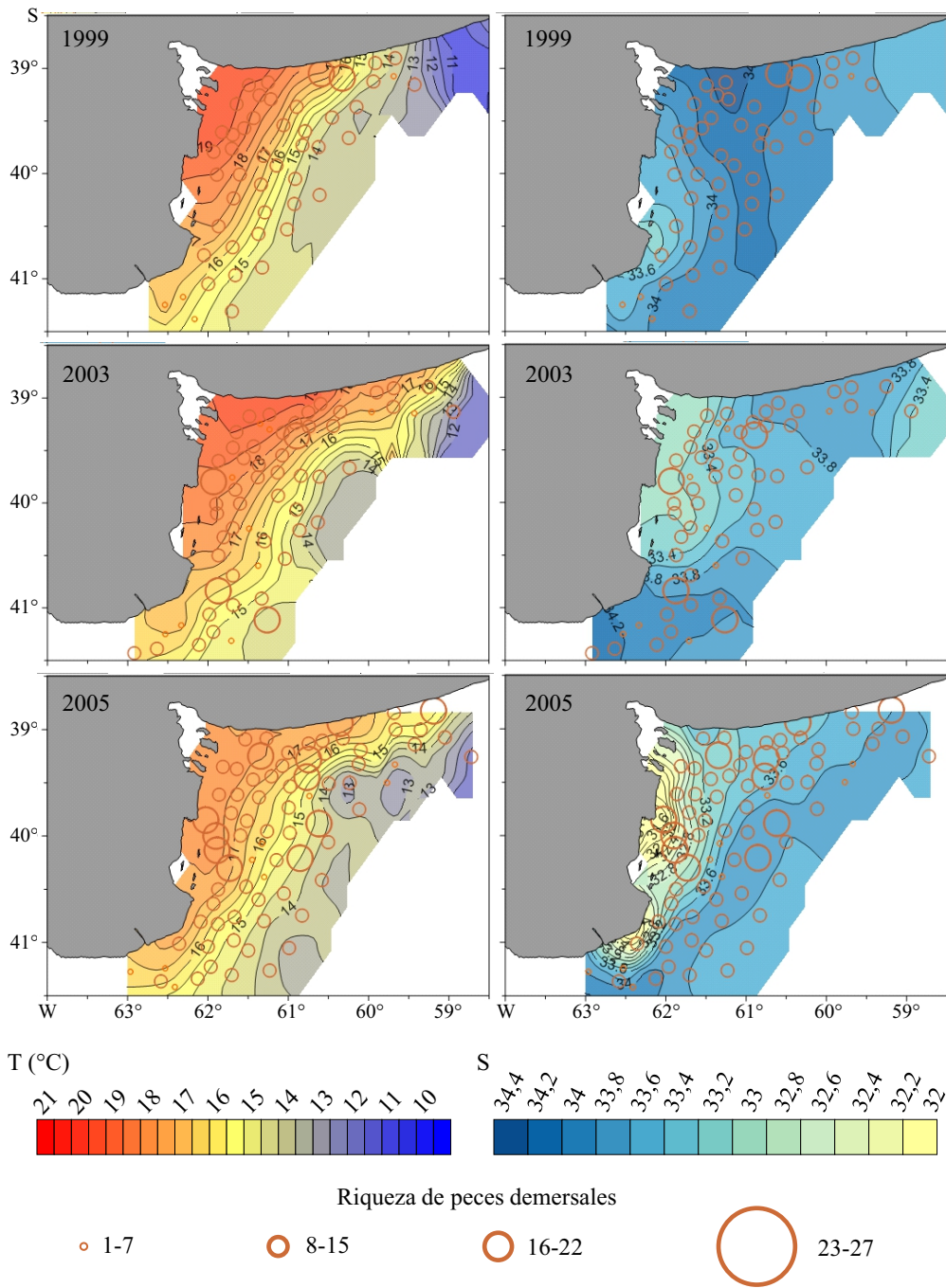


Figura 11. Riqueza de especies de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para 1999, 2003 y 2005, en el área de “El Rincón”.

Figure 11. Coastal demersal fish species richness superimposed on horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 1999, 2003 and 2005 in ‘El Rincón’ area.



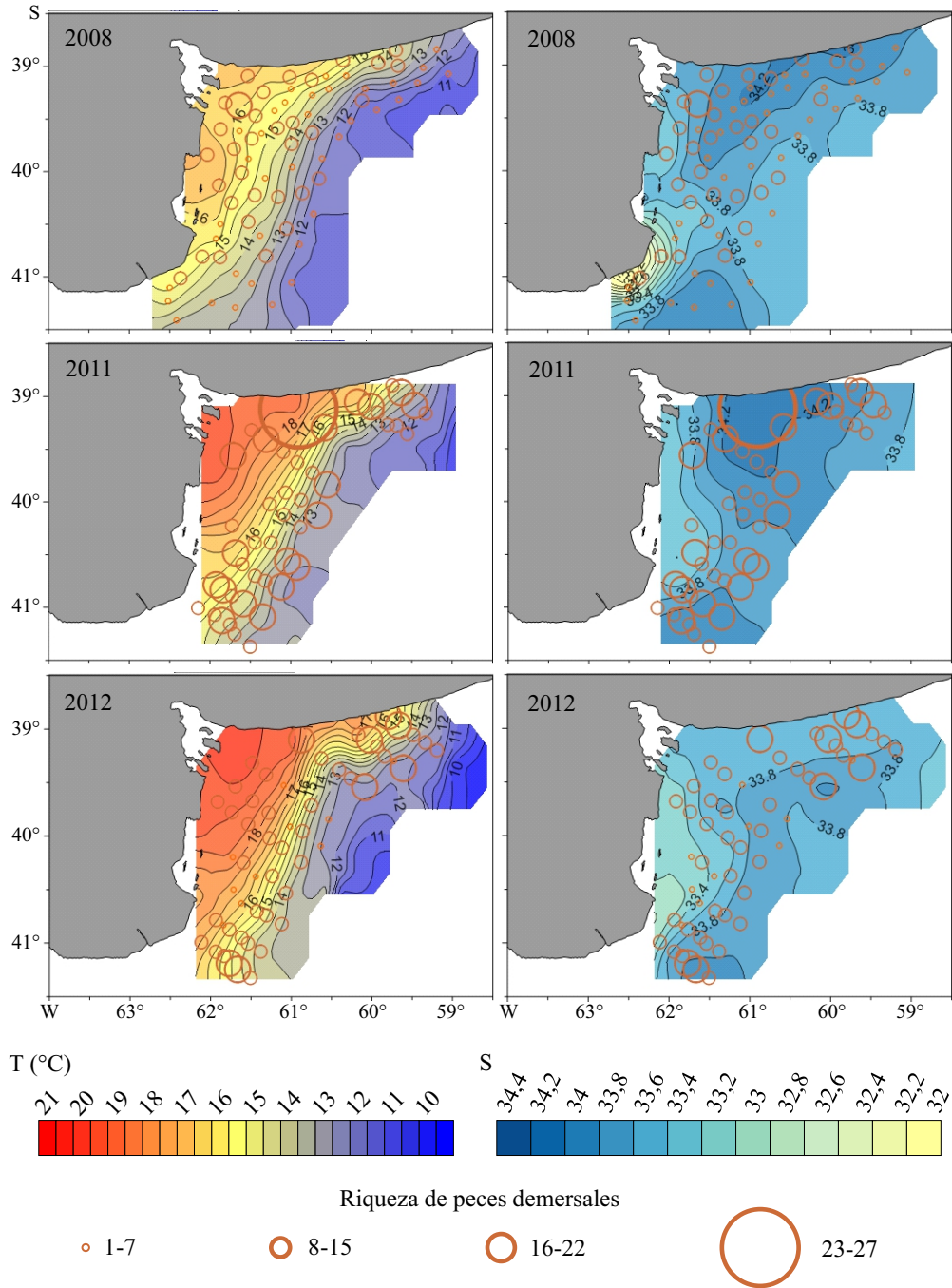


Figura 12. Riqueza de especies de peces demersales costeros superpuesta a la distribución horizontal de la temperatura de fondo (paneles de la izquierda) y de la salinidad de fondo (paneles de la derecha) para los años 2008, 2011 y 2012, en el área de “El Rincón”.

Figure 12. Coastal demersal fish species richness superimposed on the horizontal distribution of bottom temperature (left panels) and bottom salinity (right panels) for 2008, 2011 and 2012 in ‘El Rincón’ area.

en un sistema con alta complejidad y variabilidad como ER. En esta región se conjuga el ensamble de peces Variado Costero, objeto de una pesquería multiespecífica, con la presencia de características oceanográficas particulares, como la presencia de un sistema frontal paralelo a la costa, la conjunción de masas de agua con diferentes características, aguas diluidas provenientes de los ríos, aguas de alta salinidad provenientes del Golfo San Matías y aguas de plataforma. Adicionalmente, durante la época estival es un área de desove de numerosas especies de peces de interés comercial y concentración de juveniles asociados al sistema frontal, por lo cual en la región de ER se ha establecido un área de veda reproductiva estacional y restricción a la pesca de arrastre. Los ecosistemas costeros, como ER, son áreas de gran relevancia por los servicios ecosistémicos que brindan como los de aprovisionamiento (pesca), de regulación (climática, morfo-sedimentaria o control de la erosión, hídrica), de soporte (provisión de hábitat) y culturales (actividades recreativas y turismo, identidad cultural), entre otros (Barbier 2017).

En el presente trabajo se identificaron 70 taxones de peces en el área de ER, lo que indica una zona de alta diversidad. Ello coincide con Saporiti et al. (2015) que señalan a la región costera entre los 31° S y 41° S como una zona estuarina templada, de grandes cambios estacionales de temperatura superficial del mar y una alta riqueza de especies marinas. Particularmente en los ecosistemas marinos, la variación en los factores bióticos y abióticos afecta la distribución y la riqueza de las especies tanto espacial como temporalmente (Willis et al. 2007). En concordancia con un estudio global reportado por Tittensor et al. (2010), nuestros resultados mostraron que la principal variable ambiental correlacionada positivamente con la diversidad de peces fue la temperatura. Sin embargo, los cambios en biodiversidad son difíciles de estimar dada su complejidad y multidimensionalidad, aún más en sistemas marinos, donde la información de referencia es escasa (Shumway et

al. 2018). En el presente estudio, el análisis de la biodiversidad presentó una gran variabilidad y no pudo identificarse un patrón persistente en el período 1994-2012. Diversos estudios también reportan un patrón inconsistente de variación de la diversidad a lo largo del tiempo, lo cual se atribuye a la variabilidad de las condiciones bióticas (ejemplo, reclutamiento) y físicas (ejemplo, temperatura) entre otras (Stefansdottir et al. 2010; Toole et al. 2011; Piacenza et al. 2015).

La biodiversidad varía temporalmente dado que es alterada por efectos antropogénicos (ejemplo, alteración del hábitat, sobreexplotación, introducción de especies exóticas y cambio climático) los cuales a su vez fluctúan tanto en ocurrencia como en intensidad a lo largo del tiempo (Pereira et al. 2012). En particular, la sobreexplotación pesquera es la mayor amenaza para la biodiversidad marina en todas las regiones (Costello et al. 2010), generando cambios en la estructura y composición de las poblaciones. La remoción de los predadores de niveles tróficos superiores, de especies clave o de presas importantes cambia la biodiversidad y, en particular, el funcionamiento del ecosistema (Bolger 2001; Essington et al. 2006). La actividad pesquera puede conllevar cambios en las poblaciones de peces marinos (por captura directa, captura incidental o destrucción del hábitat) todo lo cual afecta la variabilidad de la biodiversidad marina (Santora et al. 2017 y referencias en él) complejizando el entendimiento de su dinámica temporal (Hutchings y Baum 2005; Keller et al. 2014). Es por todo ello que, dado que en el área de ER se desarrolla una importante pesquería multiespecífica, y en la cual la distribución de los peces es espacial y temporalmente variable, el estudio de la biodiversidad resulta muy complejo. Las medidas de manejo pesquero, como las implementadas en el área de ER, pueden beneficiar la biodiversidad de un ecosistema en términos de mantener la estructura de tamaño de la comunidad de peces, pero la estructura y función de la trama trófica pueden alterarse por la modificación de la abundancia de los dife-

rentes gremios de alimentación (Lynam y MacKinson 2015). Cabe destacar que la pesca no es la única actividad que puede afectar la biodiversidad, sino que es parte de un variado conjunto de usos interactivos y a menudo conflictivos, como desarrollo urbano (incluidos los puertos), diversas formas de contaminación, destrucción del hábitat, acuicultura, recreación, propiedad territorial y derechos de uso, incluso uso militar (Blaber et al. 2000). Todo lo mencionado debe conjugarse con una perspectiva de gestión y ordenación de la zona costera, dada la multiplicidad de actividades e industrias en competencia. Es por ello que el estudio de la diversidad de especies en zonas altamente productivas, como el área de ER, tiene implicancias para el manejo pesquero; más aún, en concordancia con Worm et al. (2005), estudiar la distribución de la diversidad, complementado con información de sitios de puesta, áreas de cría, migraciones reproductivas y mortalidad por pesca, pueden ser muy útiles a la hora de definir áreas prioritarias para la conservación marina.

En el presente trabajo, la densidad del ensamble de peces costeros presentó un patrón decreciente en el período de estudio, siendo la densidad promedio en 1994 ( $32,1 \text{ t mn}^{-2}$ ), 2,5 veces mayor que en 2012 ( $12,6 \text{ t mn}^{-2}$ ). Igual tendencia decreciente se observó al categorizar las especies en comerciales y no comerciales, pero la disminución registrada fue más pronunciada en las primeras. Un estudio previo sobre peces óseos de interés comercial en la región, también registró una tendencia decreciente en los índices de abundancia estimados (Ruarte et al. 2017), que refleja la historia de la pesquería en la zona en la década de los noventa como consecuencia de un aumento de los desembarques y el número de barcos que operaron sobre ellos (Carozza et al. 2001). Ruarte et al. (2017) mostraron que el resultado de las medidas restrictivas de la pesca implementadas en 2010 se vio reflejado en la recuperación de la biomasa del pez palo, el mero, el besugo y el lenguado, aunque sin llegar a los niveles observados a comienzos de la década de los noventa. Considerando

que en ER se desarrolla una pesquería multiespecífica que opera con red de arrastre de fondo, que es un arte no selectivo, y que no se cuenta con datos del descarte provistos por observadores científicos a bordo, faltarían herramientas para determinar si el efecto de la pesca en el área podría explicar la disminución más pronunciada en la densidad de peces comerciales que en la de los no comerciales. En términos generales, la ausencia de observadores a bordo de la flota dirigida al Variado Costero conlleva a una información incompleta de esta pesquería, incluido el *bycatch* o captura incidental. El *bycatch* puede ser una amenaza para la diversidad de especies y bienestar del ecosistema ya que parte de esta captura usualmente no está reglamentada (Eayrs 2007). En los últimos años y a escala global, han aumentado los requerimientos para reducir el *bycatch* de especies de bajo valor comercial al mínimo posible y así reducir el impacto de la pesca en el medioambiente (FAO 2011). En este sentido, la Argentina, refuerza esta temática en el marco del Proyecto internacional "Proteger la biodiversidad marina: enfoque ecosistémico de la pesca y áreas protegidas" de la FAO.

La estructura del ensamble de peces fue muy heterogénea dentro de cada año, evidenciado por estimaciones de similitud entre lances que no superaron el 25%, y particularmente bajo en 2008 (12%), lo que indica una alta variabilidad en los ensambles de peces dentro de cada año de estudio. En concordancia con lo que se conoce en ambientes estuarinos como ER, los ensambles de peces que allí habitan son una combinación de especies de agua de baja salinidad y marinas que incluyen numerosos juveniles (Claridge et al. 1986). Por lo tanto, estos ensambles se caracterizan por una diversidad relativamente baja pero con una gran abundancia de algunas especies, las cuales exhiben una amplia tolerancia a las fluctuaciones ambientales típicas de estos sistemas (Whitfield 1999). Nuestros resultados indicaron que la composición de especies en el ensamble de peces costeros difirió entre años, coincidiendo

con lo encontrado por Jaureguizar et al. (2006). Si bien estos autores focalizan su estudio en la identificación de áreas en la zona de ER y Río de la Plata en base a los ensambles de peces, cuando comparan cada área a través del tiempo (seis campañas en 1981, 1983, 1994, 1995, 1998 y 1999) encuentran que la composición de especies varió entre años. En nuestro trabajo, se analizaron 10 campañas de investigación, correspondientes a un período de casi dos décadas, y las especies responsables de la disimilitud entre años fueron: pez gallo, pescadilla de red, cazón, lenguados, castañeta, pez palo, gatuzo, palometa, pampanito, chuchos y surel. Tal heterogeneidad del ensamble de peces queda claramente reflejada al comparar, por ejemplo, los extremos del período de estudio: la estructura del ensamble de peces en 1994 difirió en un 84% de la de 2012, con siete especies contribuyendo a esta disimilitud. Seis de ellas, pescadilla de red, gatuzo, palometa, pez palo, lenguados y pampanito fueron más abundantes en 1994 que en 2012.

De las once especies de peces responsables de las diferencias registradas en el ensamble de peces costeros entre años, siete de ellas (pescadilla de red, gatuzo, palometa, pez palo, lenguados, pampanito y cazón) mostraron una tendencia decreciente en sus densidades y diferencias significativas entre años para el período 1994-2012. En relación con la pescadilla de red, y a partir de otros indicadores de abundancia, tanto el trabajo de Aubone et al. (2006) para el período 1995-2006, como el de Ruarte et al. (2017) para el período 1994-2012, refieren también tendencias declinantes. Para el caso del gatuzo, nuestros resultados concuerdan con el estudio de Cortés et al. (2015), quienes reportaron que la densidad media de esta especie tuvo una marcada disminución entre 1994 y 1998, decreció levemente hasta 2003, para luego mantenerse estable hasta 2012, aunque con densidades mucho menores que al inicio del período. En cuanto a la palometa, nuestros resultados están en línea con lo reportado por Carpenter et al. (2019) quienes resaltan que la captura de la espe-

cie ha disminuido un 76% durante la última década. Para el pez palo, lenguados, pampanito y pez gallo no existen trabajos de evolución temporal de la abundancia en el área de ER, es por ello que para el caso de estas cuatro especies compararemos nuestros resultados con los datos obtenidos en la campaña de evaluación de especies costeras en el área de ER durante octubre de 2018 (Ruarte et al. 2019). En el caso del pez palo, registramos un patrón decreciente en la densidad, el cuál siguió acentuándose en 2018 con una estimación puntual de densidad media con valores muy bajos ( $1,1 \text{ t mn}^{-2}$ ), en comparación a la densidad media del período 1994-1998 ( $4,8 \text{ t mn}^{-2}$ ) o la densidad media para el período completo del presente trabajo 1994-2012 ( $2,2 \text{ t mn}^{-2}$ ). En el caso de los lenguados *Paralichthys* spp., nuestros resultados también mostraron una tendencia decreciente en la densidad con valores de  $1,7 \text{ t mn}^{-2}$  para el período 1994-1998,  $0,18 \text{ t mn}^{-2}$  para el período 1999-2012 y una densidad media de  $0,11 \text{ t mn}^{-2}$  en 2018. En relación al pampanito, el patrón es similar al descrito para pez palo y lenguados; se registró una densidad decreciente, con una disminución pronunciada de  $6,5 \text{ t mn}^{-2}$  en 1994-1995 a  $1,8 \text{ t mn}^{-2}$  en el período 1998-2012, y un valor aún más bajo de densidad de  $0,7 \text{ t mn}^{-2}$  en 2018. El pez gallo presentó una gran variabilidad en la densidad, pero no se registraron diferencias significativas entre años y el valor medio para el período 1994-2012 fue de  $0,5 \text{ t mn}^{-2}$ , muy por debajo de las  $4,5 \text{ t mn}^{-2}$  reportadas para el área en 2018. En cuanto a la densidad del cazón, la misma difirió entre años observándose una leve tendencia decreciente, con los valores más bajos registrados en 2011. En este mismo sentido, Elías et al. (2005) reportaron para *Galeorhinus galeus* una disminución del stock en los golfos patagónicos entre 1995 y 2000. Por su parte, Irigoyen y Trobbiani (2016) a partir del estudio de la percepción de los pescadores y Walker et al. (2006) basados en información de CPUE, concluyeron que la abundancia del cazón presentaba una fuerte declinación, cercana al 80%. Las estimaciones de densi-

dad de chuchos *Myliobatis* spp. fueron muy variables a través del tiempo y no se identificó un patrón consistente dado que se registraron máximos entre 1998 y 2005 y densidades menores en los períodos anterior y posterior. En el caso de la castañeta, identificada como una especie discriminante, su densidad no difirió entre años, excepto en 1995 para el cual se registraron densidades muy altas. Esta especie no forma parte habitual del ensamble costero, dado que se distribuye en el límite o ecotono entre la fauna costera y de altura, junto con la merluza común (*Merluccius hubbsi*) que es la especie dominante (Prenski y Sánchez 1988; Lasta et al. 1999). Es probable que en 1995 y 2003 haya habido un leve corrimiento de la distribución de la castañeta hacia aguas menos profundas. Finalmente, nuestros resultados respecto a la densidad del surel concuerdan con los reportados por Orlando et al. (2018) quienes registraron en el área un aumento significativo en el índice de biomasa de esta especie entre 1998 y 2005.

El análisis de la relación entre la densidad de peces demersales y las variables oceanográficas, realizado a partir de modelos lineales generales, explicó un 53% de la variabilidad total e identificó a la temperatura y la salinidad como las variables responsables. A su vez, el estudio de la relación entre la riqueza específica con las variables oceanográficas indicó que el mejor modelo explicó un 49% de la variabilidad total con la temperatura como principal variable explicativa. Espacialmente, las densidades más elevadas se localizan cercanas a la costa y asociadas a altos gradientes horizontales, indicativos de la posición del frente estuarino, donde se registraron las mayores temperaturas y menores salinidades de fondo. Similar patrón mostró la riqueza de peces costeros, con mayores valores al aumentar la temperatura de fondo. En particular, la densidad aumentó con el parámetro PHI, el cual se mantuvo dentro de los rangos indicativos de homogeneidad vertical, e inversamente se relacionó con la salinidad de fondo. En concordancia, Jaureguizar et al. (2006) indicaron que la temperatura de fondo y la

profundidad, y en menor medida la salinidad de fondo, fueron las variables que influenciaron la estructura espacial de los ensambles de peces en esta área. Análogamente, Ruarte et al. (2017), encontraron que la temperatura de fondo explicó parte de la variabilidad de la densidad de la pescadilla de red, pez palo y pampanito, así como la profundidad en mero, pez palo y lenguado (*Xystreurys rasile*), aunque la salinidad no fue significativa para la distribución de densidades de especies óseas costeras. Para el caso de una especie pelágica como el surel, no incluida en nuestro modelo de especies demersales, Orlando et al. (2018) encontraron para 1998, 1999, 2003 y 2005 un patrón opuesto dado que la distribución espacial y la abundancia de la especie se relacionaron inversamente con la temperatura, es decir, a mayores temperaturas menor abundancia de surel.

En general, las condiciones oceanográficas registradas en el período de estudio (1994-2012) concuerdan con la condición media observada para primavera en el área de ER (Guerrero 1998; Lucas et al. 2005). Es decir, los mayores valores de temperatura de fondo se registraron cercanos a la costa, mientras que los cambios más abruptos en la salinidad de fondo ocurrieron frente a la descarga de los ríos del área. En cuanto a las variables biológicas analizadas en el trabajo, 2008 se comportó de forma diferente al resto de los años del período, presentando el mínimo valor en riqueza, así como también un mínimo en la densidad de peces y menor similitud del ensamble para todo el período. Los bajos valores de diversidad y densidad de peces están relacionados con los bajos valores de temperatura de fondo que en 2008 se registraron en la zona costera, y como predijo el modelo para la densidad de peces la misma disminuye a temperaturas bajas. Para el área del frente de Plataforma Media (FPM), en estrecha relación con nuestra área de estudio, Marrari et al. (2013) registraron en la primavera de 2008 menor concentración de clorofila y mayores valores de temperatura superficial del mar que la condición media. Además, según estos

mismos autores, la dinámica del fitoplancton en el FPM puede controlar la producción de zooplancton en el área y el reclutamiento de peces, y justamente durante 2008 se registraron bajas abundancias de copépodos. Toda esta variabilidad ambiental podría estar influyendo en los ensambles de peces costeros de ER, en coincidencia con los valores más bajos de densidad y riqueza registrados particularmente en 2008, dado que tanto el fitoplancton como el zooplancton constituyen la base de la trama trófica del ensamble de peces costeros, en toda su ontogenia.

Las medidas de manejo espacio-temporales tienden a evitar la pesca en etapas particulares del ciclo de vida de las especies que son especialmente vulnerables a la captura o son críticas para la producción general (Hall 2009). En el área de ER, varias especies de peces se agregan durante la primavera-verano para desovar y se espera que la veda estacional implementada, que evita la pesca de organismos en período de puesta, tenga un efecto positivo sobre los parámetros reproductivos. Trabajos previos han estudiado el impacto del área de veda en un período de tiempo similar al presente trabajo, Cortés et al. (2015) y Ruarte et al. (2017) a partir de campañas de investigación, mientras que Lagos et al. (2017) basado en la estadística de pesca nacional. En los dos primeros se estimaron disminuciones de la abundancia relativa de la mayoría de las especies integrantes del Variado Costero, con indicios de recuperación de biomasa de algunas especies óseas en 2011 y 2012 (Ruarte et al. 2017). Por su parte, Lagos et al. (2017) indicaron que las medidas de manejo fueron más eficientes cuando se intensificaron en 2009, puesto que se registraron disminuciones significativas en los desembarques de buques comerciales que operaron en el área a partir de 2010.

Dado que el área de veda en ER se estableció a fin de proteger especies en reproducción, su efecto debería ser evaluado a partir del estudio de la fracción desovante, huevos y larvas. Es por ello que las variables estudiadas en este trabajo, densidad y diversidad del ensamble de peces coste-

ros, si bien aportan valiosa información, no son las más adecuadas para evaluar la eficiencia del área de veda. Si bien podríamos esperar que la veda reproductiva estacional afectara positivamente la densidad de peces, debido a la reducción de la actividad pesquera durante seis meses del año, los resultados del presente trabajo mostraron una tendencia decreciente de la densidad del ensamble de peces costeros entre 1994 y 2012. No obstante, algunas especies del ensamble pueden presentar largos períodos de recuperación debido a que se trata de especies longevas y en el caso de los condriictios de baja productividad biológica, por lo cual el efecto de la veda se vería reflejado en un período de tiempo más prolongado. De todas maneras, es importante reconocer que el impacto de la pesca no siempre es el principal impulsor de cambios en un ecosistema, incluso en sistemas explotados, cambios ambientales pueden tener efectos significativos en las poblaciones (Link et al. 2010). Además, las regiones costeras también sustentan una gama extremadamente diversa de actividades humanas que tendrían una amplia variedad de impactos en los peces (Blaber et al. 2000; ICES 2000) como la variabilidad en la abundancia y en la estructura del ensamble registradas en nuestro estudio.

Los componentes biológicos de los sistemas naturales se encuentran en permanente movimiento, alterando la abundancia local y la distribución geográfica de las especies en respuesta al cambio climático (Pecl et al. 2017). Una forma en que los organismos se enfrentan a los cambios en su ambiente es alterando su comportamiento o morfología. Las respuestas de comportamiento incluyen la búsqueda de refugio, la alteración de los tiempos de alimentación y el cambio en el uso del hábitat, entre otros (Weiskopf et al. 2020). En este sentido, variaciones en la temperatura debidas al cambio climático pueden conllevar modificaciones en la distribución de los organismos o disminución de sus poblaciones (Beever et al. 2017). La variabilidad ambiental afecta a las ya de por sí vulnerables comunidades costeras, alte-

rando el ciclo de vida, la abundancia y la estacionalidad de las especies marinas (Poloczanska et al. 2016; Pecl et al. 2017). Al respecto, el Océano Atlántico Sudoccidental presenta una de las mayores áreas de calentamiento (*hot spot*) en el mundo, proyectándose mayores aumentos de temperatura superficial en las próximas décadas (Franco et al. 2020 y referencias en él). A su vez, durante los últimos años, la Corriente de Brasil se ha intensificado y desplazado hacia el sur provocando un intenso calentamiento del océano a lo largo de su trayectoria, sur de Brasil y el Río de la Plata. Risaro (2015) y Risaro et al. (2018) evidencian en el período 1982-2017 un calentamiento intenso y de gran dominio espacial entre la plataforma continental argentina y la región de la Confluencia Brasil-Malvinas, alcanzando valores de  $0,4\text{ }^{\circ}\text{C}\text{ década}^{-1}$  y extendiéndose desde  $33^{\circ}\text{ S}$ - $43^{\circ}\text{ S}$ , incluso este calentamiento es observado en gran parte del ECB. Estos cambios ambientales serían responsables, por ejemplo, del desplazamiento hacia los polos de la distribución de especies pelágicas de importancia comercial en la región (Franco et al. 2020). Si bien el comportamiento de las especies representa un componente importante de su capacidad de adaptación frente al cambio climático, y la flexibilidad del comportamiento permite a los organismos hacer frente rápidamente a las condiciones ambientales cambiantes (Beever et al. 2017), estos aspectos son muy complicados de observar en el corto plazo.

Finalmente, concluimos que el estudio del ensamble de peces del área de ER está sujeto a una muy alta variabilidad oceanográfica y complejidad ambiental que dificulta la identificación de patrones espacio temporales. Dado que las especies de peces costeros de la región exhiben una amplia tolerancia a cambios en temperatura y salinidad, las mismas tienen una gran plasticidad y posibilidad de adaptación a cambios en el ambiente. Los resultados más destacables del presente trabajo son la tendencia decreciente de la densidad del ensamble de peces y en particular de siete especies discriminantes registradas entre

1994 y 2012, así como la relación positiva entre la densidad y la temperatura de fondo. En este sentido, la relevancia del presente trabajo radica en su importancia como línea de base de la evolución temporal del ensamble de peces costeros, junto a una exhaustiva caracterización de la dinámica biológica y física de la región, basada en 10 campañas de investigación que abarcaron un período de dos décadas. En conjunto, nuestros resultados servirán de insumo para la gestión de recursos costeros, como también para futuros estudios enmarcados en el contexto del cambio climático global y la evaluación del impacto de actividades humanas en este ecosistema costero del Atlántico Sudoccidental que brinda numerosos servicios ecosistémicos.

---

#### AGRADECIMIENTOS

---

Agradecemos especialmente al equipo de gente que desde hace 20 años desempeña sus tareas de investigación en el Programa "Pesquerías de Peces Demersales Costeros" y en el Gabinete de Oceanografía Física del INIDEP, tanto en el diseño de las campañas y tareas a bordo de los buques de investigación del instituto, como en la adquisición, procesamiento y almacenamiento de los datos primarios. Nuestro agradecimiento en particular a Julieta Rodríguez por su asesoramiento en los análisis estadísticos y a los dos revisores anónimos, quienes con sus aportes ayudaron a mejorar la calidad de este trabajo. Contribución INIDEP N° 2241.

---

#### REFERENCIAS

---

- ACHA EM, MIANZAN H, GUERRERO R, FAVERO M, BAVA J. 2004. Marine fronts at the continental shelves of austral South America. Physical and ecological processes. *J Mar Sys.* 44 (1-2):

- 83-105.
- ACHA EM, ORDUNA M, RODRIGUES K, MILITELLI MI, BRAVERMAN M. 2012. Caracterización de la zona de El Rincón (Provincia de Buenos Aires) como área de reproducción de peces costeros. *Rev Invest Desarr Pesq.* 21: 31-43.
- ALEMANY D, ACHA EM, IRIBARNE O. 2009. The relationship between marine fronts and fish diversity in the patagonian shelf large marine ecosystem. *J Biogeogr.* 36 (11): 2111-2124.
- ANDERSON MJ, GORLEY RN, CLARKE KR. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: guide to software and statistical methods. Plymouth: PRIMER-E. p. 214.
- ANGEL MV. 1997. Pelagic biodiversity. En: ORMOND RFG, GAGE JD, ANGEL MV, editores. *Marine biodiversity: patterns and processes.* Cambridge University Press. p. 35-68.
- AUAD G, MARTOS P. 2012. Climate variability of the northern Argentinean shelf circulation: Impact on *Engraulis anchoita*. *Int J Ocean Clim Sys.* 3 (1): 17-43.
- AUBONE A, RUARTE C, DI MARCO E. 2006. Un modelo matricial estructurado por estadios de tallas para la pescadilla de red (*Cynoscion guatucupa*) al sur de los 39°S, en el periodo 1995-2005. *Inf Ases Transf INIDEP N° 20/2006.* 16 p.
- BAKUN A. 2010. Linking climate to population variability in marine ecosystems characterized by non-simple dynamics: conceptual templates and schematic constructs. *J Mar Sys.* 79 (3): 361-373.
- BAKUN A, BABCOCK EA, LLUCH-COTA SE, SANTORA C, SALVADEO CJ. 2010. Issues of ecosystem-based management of forage fisheries in "open" non-stationary ecosystems: the example of the sardine fishery in the Gulf of California. *Rev Fish Biol Fish.* 20 (1): 9-29.
- BAKUN A, PARRISH RH. 1991. Comparative studies of coastal pelagic fish reproductive habitats: the anchovy (*Engraulis anchoita*) of the southwestern Atlantic. *ICES J Mar Sci.* 48 (3): 343-361.
- BALDONI A, MOLINARI G, GUERRERO R, KRUK M. 2008. Base Regional de Datos Oceanográficos (BaRDO) INIDEP. *Inf Invest INIDEP N° 13/2008:* 1-25.
- BARBIER EB. 2017. Marine ecosystem services. *Curr Biol.* 27 (11): R507-R510.
- BEEVER EA, HALL LE, VARNER J, LOOSEN AE, DUNHAM JB, GAHL MK, SMITH FA, LAWLER JJ. 2017. Behavioral flexibility as a mechanism for coping with climate change. *Front Ecol Environ.* 15 (6): 299-308.
- BERASATEGUI AD, MENU MARQUE S, GÓMEZ-ERACHE M, RAMÍREZ FC, MIANZAN HW, ACHA EM. 2006. Copepod assemblages in a highly complex hydrographic region. *Estuar Coastal Shelf Sci.* 66 (3-4): 483-492.
- BLABER SJM, CYRUS DP, ALBARET JJ, CHING CV, DAY JW, ELLIOT M. 2000. Effects of fishing on the structure and functioning of estuarine and nearshore ecosystem. *ICES J Mar Sci.* 57: 590-602.
- BOGAZZI E, BALDONI A, RIVAS A, MARTOS P, RETA R, ORENSANZ JM, LASTA M, DELL'ARCIPIRETE P, WERNER F. 2005. Spatial correspondence between areas of concentration of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) and frontal systems in the southwestern Atlantic. *Fish Oceanogr.* 14 (3): 1-18.
- BOLGER T. 2001. The functional value of species biodiversity: a review. *Biology and environment. Proc Royal Ir Acad.* 101B (3): 199-224.
- BOYCE DG, LEWIS MR, WORM B. 2010. Global phytoplankton decline over the past century. *Nature.* 466: 591-596.
- BOYCE DG, TITTENSOR DP, WORM B. 2008. Effects of temperature on global patterns of tuna and billfish richness. *Mar Ecol Prog Ser.* 355: 267-276.
- BURNHAM KP, ANDERSON DR. 2002. Model selection and multimodel inference. A practical information-theoretic approach. 2° ed. Nueva York: Springer Verlag. 488 p.
- CAROZZA C, FERNÁNDEZ ARÁOZ NC. 2009. Análisis de la actividad de la flota en el área de "El



- Rincón" dirigida al variado costero durante el período 2000-2008 y situación de los principales recursos pesqueros. Inf Téc INIDEP N° 23/2009. 18 p.
- CAROZZA C, FERNÁNDEZ ARÁOZ NC, RUARTE C, MASSA A, HOZBOR N, JAUREGUIZAR A. 2004. Definición de una zona de reproducción y cría de especies demersales costeros en la costa sur de la Provincia de Buenos Aires. Inf Téc INIDEP N° 84/2004. 24 p.
- CAROZZA C, NAVARRO L, JAUREGUIZAR A, LASTA C, BERTOLOTTI M.I. 2001. Asociación íctica costera bonaerense "Variado Costero". Inf Téc Int DNI-INIDEP N° 48/2001. 28 p.
- CARPENTER KE, BORSA P, OBOTA C. 2019. *Parona signata*. The IUCN Red List of Threatened Species. e.T195049A115606278. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-2.RLTS.T195049A115606278.en>.
- CEPEDA R, MARINELLI C, HOZBOR N, LAGOS N, MASSA A, CAROZZA C. 2013. Informe final 2012 del Convenio de colaboración entre la Universidad Nacional del Centro (UNC) de la Provincia de Buenos Aires y el Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Inf Gest INIDEP N° 9/2013. 54 p.
- CLARIDGE PN, POTTER IC, HARDISTY MW. 1986. Seasonal changes in movements, abundance, size composition and diversity of the fish fauna of the Severn Estuary. J Mar Biol Assoc UK. 66: 229-258.
- CLARKE J, BAILEY DM, WRIGHT PJ. 2015. Evaluating the effectiveness of a seasonal spawning area closure. ICES J Mar Sci. 72: 2627-2637.
- CLARKE KR, GORLEY RN. 2006. PRIMER v6: user manual/tutorial. Plymouth: PRIMER-E. 190 p.
- CLARKE KR, WARWICK RM. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2° ed. Plymouth: PRIMER-E. 172 p.
- CORTÉS F, PÉREZ M, HOZBOR N, MASSA A. 2015. Estimación de la abundancia relativa de condrictios costeros en El Rincón a partir de un modelo lineal general. Inf Inv INIDEP N° 4/2015. 12 p.
- COSTELLO MJ, COLL M, DANOVARO R, HALPIN P, OJAVEER H, MILOSLAVICH P. 2010. A census of marine biodiversity knowledge, resources, and future challenges. PLoS ONE. 5 (8): e12110.
- COUSSEAU MB, GOSZTONYI AE, ELÍAS I, RÉ ME. 2004. Estado actual del conocimiento de los peces de la plataforma continental argentina y adyacencias. En: SÁNCHEZ RP, BEZZI SI, editores. El Mar Argentino y sus recursos pesqueros. Tomo 4. Los peces marinos de interés pesquero. Caracterización biológica y evaluación del estado de explotación. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p. 17-38.
- DÍAZ S, SETTELE J, BRONDÍZIO E, NGO HT, GUÈZE M, AGARD TRINIDAD J, ARNETH A, BALVANERA P, BRAUMAN K, BUTCHART S, et al. 2019. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Bonn: Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. <https://uwe-repository.worktribe.com/output/1493508>.
- EAYRS S. 2007. Guía para reducir la captura de fauna incidental (bycatch) en las pesquerías por arrastre de camarón tropical. Edición revisada. Roma: FAO. 108 p.
- ELÍAS I, RODRIGUEZ A, HASAN E, REYNA MV, AMOROSO R. 2004. Biological observations of the tope shark, *Galeorhinus galeus*, in the northern Patagonian gulfs of Argentina. J Northw Atl Fish Sci. 35: 261-265.
- ESSINGTON TE, BEAUDREAU AH, WIEDENMANN J. 2006. Fishing through marine food webs. Proc Natl Acad Sci. 103 (9): 3171-3175. doi:10.2307/30048555

- [FAO] FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. 2011. International guidelines on bycatch management and reduction of discards. Roma: FAO. 73 p.
- FRANCO BC, DEFEQ O, PIOLA AR, BARREIRO M, YANG H, ORTEGA L, GIANELLI I, CASTELLO JP, VERA C, BURATTI C, et al. 2020. Climate change impacts on the atmospheric circulation, ocean, and fisheries in the southwest South Atlantic Ocean: a review. *Clim Change*. 162: 2359-2377. doi:10.1007/s10584-020-02783-6
- GROVES C, JENSEN D, VALUTIS L, REDFORD K, SHAFFER M, SCOTT J, BAUMGARTNER J, HIGGINS J, BECK M, ANDERSON M. 2002. Planning for biodiversity conservation: putting conservation science into practice. *Bioscience*. 52 (6): 499-512.
- GUERRERO R. 1998. Oceanografía física del estuario del Río de la Plata y el sistema costero de El Rincón. Noviembre, 1994. Inf Téc INIDEP N° 21/1998. p. 29-54.
- GUERRERO R, PIOLA AR. 1997. Masas de agua en la plataforma continental. En: BOSCHI EE, editor. *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros*. Tomo 1. Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales. Mar del Plata: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). p. 107-118.
- HALL SJ. 2009. Area and time restrictions. En: COCHRANE K, editor. *A fishery manager's guidebook*. Management measures and their application. FAO Fish Tech Pap. 424. p. 196-219.
- HANSEN JE, MARTOS P, MADIROLAS A. 2001. Relationship between spatial distribution of the Patagonian stock of Argentine anchovy, *Engraulis anchoita*, and sea temperatures during late spring to early summer. *Fish Oceanogr*. 10 (2): 193-206.
- HILLMAN JR, LUNDQUIST CJ, THRUSH SF. 2018. The challenges associated with connectivity in ecosystem processes. *Front Mar Sci*. 5 (364). doi:10.3389/fmars.2018.00364
- HUTCHINGS JA, BAUM JK. 2005. Measuring marine fishes biodiversity: temporal changes in abundance, life history and demography. *Phil Trans R Soc B*. 360: 315-338.
- [ICES] INTERNATIONAL COUNCIL FOR THE EXPLORATION OF THE SEA. 2000. Ecosystem effects of fishing (Montpellier). *ICES J Mar Sci*. 57: 465-792.
- IRIGOYEN A, TROBBIANI G. 2016. Depletion of trophy large-sized sharks populations of the Argentinean coast, south-western Atlantic: insights from fishers' knowledge. *Neotrop Ichthyol*. 14: e150081.
- JAUREGUIZAR AJ, MENNI R, GUERRERO R, LASTA C. 2004. Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. *Fish Res*. 66 (2-3): 195-211.
- JAUREGUIZAR A, MENNI RC, LASTA C, GUERRERO R. 2006. Fish assemblages of the northern Argentine coastal system: spatial patterns and their temporal variations. *Fish Oceanogr*. 15 (4): 326-344.
- KELLER AA, WAKEFIELD WW, WHITMIRE CE, HORNESS BH, BELLMAN MA, BOSLEY KL. 2014. Distribution of demersal fishes along the US west coast (Canada to Mexico) in relation to spatial fishing closures (2003-2011). *Mar Ecol Prog Ser*. 501: 169-190.
- LAGOS AN, GARCÍA S, FERNÁNDEZ ARÁOZ NC. 2017. Análisis de la actividad de la flota que operó con red de arrastre de fondo en "El Rincón". Período 2003-2016. Inf Téc INIDEP N° 43/2017. 25 p.
- LASTA CA, ACHA EM, MACCHI G, GUERRERO R, MIANZÁN H. 1998. Identificación de un área de desove multiespecífica en la zona de El Rincón. Propuesta para el establecimiento de una zona de veda. Inf Téc Int DNI-INIDEP N° 102/1998. 5 p.
- LASTA CA, CAROZZA C, RUARTE CO, JAUREGUIZAR AJ. 1999. Ordenamiento pesquero en el Ecosistema Costero Bonaerense. Inf Téc Int DNI-INIDEP N° 25/1999. 20 p.
- LINDEMAN RH, MERENDA PF, GOLD RZ. 1980.

- Introduction to bivariate and multivariate analysis. Glenview: Scott, Foresman and Company. 444 p.
- LINK JS, YEMANE D, SHANNON LJ, COLL M, SHIN Y-J, HILL L, BORGES MF. 2010. Relating marine ecosystem indicators to fishing and environmental drivers: an elucidation of contrasting responses. *ICES J Mar Sci.* 67 (4): 787-795.
- LOTZE HK, LENIHAN HS, BOURQUE BJ, BRADBURY RH, COOKE RG, KAY MC, KIDWELL SM, KIRBY MX, PETERSON CH, JACKSON JBC. 2006. Depletion, degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science.* 312 (5781): 1806-1809.
- LUCAS AJ, GUERRERO RA, MIANZÁN HW, ACHA EM, LASTA CA. 2005. Coastal oceanographic regimes of the Northern Argentine Continental Shelf (34-43°S). *Est Coast Shelf Sci.* 65 (3): 405-420.
- LUCIFORA L, GARCÍA V, MENNI R, WORM B. 2012. Spatial patterns in the diversity of sharks, rays, and chimaeras (Chondrichthyes) in the Southwest Atlantic. *Biodiver Conserv.* 21 (2): 407-419.
- LUZ CLARA M, SIMIONATO CG, JAUREGUIZAR AJ. 2019. Annual variability of sea surface temperature in the northern Argentinean continental shelf. *Geoacta.* 43.
- LYNAM CP, MACKINSON S. 2015. How will fisheries management measures contribute towards the attainment of good environmental status for the North Sea ecosystem? *Global Ecol Conserv.* 4: 160-175.
- MACCHI G, ACHA EM. 1998. Aspectos reproductivos de las principales especies de peces en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya y en El Rincón. Noviembre 1994. *INIDEP Inf. Téc.* 21: 67-89.
- MAHON R, BROWN SK, ZWANENBURG KCT, ATKINSON DB, BUJA KR, CLAFLIN L, HOWELL GD, MONACO ME, O'BOYLE RN, SINCLAIR M. 1998. Assemblages and biogeography of demersal fishes of the east coast of North America. *Can J Fish Aquat Sci.* 55: 1704-1738.
- MANN KH, LAZIER JRN. 2006. Dynamics of marine ecosystems. Biological-physical interactions in the oceans. Malden: Blackwell Publishing Ltd. 512 p.
- MARRARI M, SIGNORINI SR, MCCLAIN CR, PÁJARO M, MARTOS P, VIÑAS MD, HANSEN J, DIMAURO R, CEPEDA G, BURATTI C. 2013. Reproductive success of the Argentine anchovy, *Engraulis anchoita*, in relation to environmental variability at a mid-shelf front (Southwestern Atlantic Ocean). *Fish Oceanogr.* 22 (3): 247-261.
- MARTINO EJ, ABLE KW. 2003. Fish assemblages across the marine to low salinity transition zone of a temperate estuary. *Est Coast Shelf Sci.* 56 (5-6): 969-987.
- MARTOS P, HANSEN JE, NEGRI RM, MADIROLAS A. 2005. Factores oceanográficos relacionados con la abundancia relativa de anchoíta (*Engraulis anchoita*) sobre la plataforma bonaerense (34° S-41° S) durante la primavera. *Rev Invest Desarr Pesq.* 17: 5-33.
- MAUNA AC, ACHA EM, LASTA ML, IRIBARNE OO. 2011. The influence of a large SW Atlantic shelf-break frontal system on epibenthic community composition, trophic guilds, and diversity. *J Sea Res.* 66 (1): 39-46.
- MCCULLAGH P, NELDER JA. 1989. Generalized linear models. 2° ed. Londres: Chapman & Hall. 511 p.
- MENNI RC, LÓPEZ HL. 1984. Distributional patterns of argentine marine fishes. *Physis.* 42 (103): 71-85.
- MILITELLI MI, RODRIGUES KA, CORTÉS F, MACCHI G. 2013. Influence of environmental factors on the spawning of sciaenids in the Buenos Aires Coastal Zone, Argentina. *Cienc Mar.* 39 (1): 55-68.
- ODUM EP, BARRETT GW. 2005. Fundamentals of ecology. Belmont: Thomson Brooks/Cole. 598 p.
- OLSEN E, AANES S, MEHL S, HOLST JC, AGLÉN A,

- GJØSÆTER H. 2010. Cod, haddock, saithe, herring, and capelin in the Barents Sea and adjacent waters: a review of the biological value of the area. *ICES J Mar Sci.* 67: 87-101.
- ORLANDO P, MENDIOLAR M, BURATTI CC. 2018. Relación entre la distribución espacial del surel (*Trachurus lathami*) y variables ambientales en el ecosistema costero (34°-41°S) en primavera. *Frente Marít.* 25: 349-367.
- PÁJARO M, MARTOS P, LEONARDUZZI E, MACCHI GG, DIAZ M, BROWN D. 2008. Estrategia de puesta de la anchoíta (*Engraulis anchoíta*) en el Mar Argentino y Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. *Inf Téc INIDEP N° 11/2008.* 14 p.
- PALMA ED, MATANO RP, PIOLA AR. 2008. A numerical study of the Southwestern Atlantic Shelf circulation: Stratified ocean response to local and offshore forcing. *J Geophys Res.* 113: C11010. doi:10.1029/2007JC004720
- PECL GT, ARAÚJO MB, BELL JD, BLANCHARD J, BONEBRAKE TC, CHEN I-C, CLARK TD, COLWELL RK, DANIELSEN F, EVENGÅRD B, et al. 2017. Biodiversity redistribution under climate change: Impacts on ecosystems and human well-being. *Science.* 355 (6332): eaai9214.
- PEREIRA HM, NAVARRO LM, MARTINS IS. 2012. Global biodiversity change: the bad, the good, and the unknown. *Annu Rev Environ Resour.* 37 (1): 25-50.
- PIACENZA SE, THURMAN LL, BARNER AK, BENK-WITT CE, BOERSMA KS, CERNY-CHIPMAN EB, INGEMAN KE, KINDINGER TL, LINDSLEY AJ, NELSON J, et al. 2015. Evaluating temporal consistency in marine biodiversity hotspots. *PLoS ONE.* 10 (7): e0133301.
- PIELOU EC. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J Theor Biol.* 13: 131-144.
- PIOLA AR, MARTÍNEZ AVELLANEDA N, GUERRERO RA, JARDÓN FP, PALMA ED, ROMERO SI. 2010. Malvinas-slope water intrusions on the northern Patagonia continental shelf. *Ocean Sci.* 6 (1): 345-359.
- PIOLA AR, MÖLLER JR OO, PALMA ED. 2004. El impacto del Plata sobre el océano Atlántico. *Ciencia Hoy.* 14 (82): 28-37.
- POLOCZANSKA ES, BURROWS MT, BROWN CJ, GARCÍA MOLINOS J, HALPERN BS, HOEGH-GULDBERG O, KAPPEL CV, MOORE PJ, RICHARDSON AJ, SCHOEMAN DS, et al. 2016. Responses of marine organisms to climate change across oceans. *Front Mar Sci.* 3 (62). doi:10.3389/fmars.2016.00062
- PRENSKI LB, SÁNCHEZ F. 1988. Estudio preliminar sobre asociaciones ícticas en la Zona Común de Pesca Argentino-Uruguaya. *Frente Marít.* 4: 75-87.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- RICKLEFS RE, SCHLUTER D. 1993. Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives. Chicago: University of Chicago Press. 414 p.
- RICO MR. 2000. La salinidad y la distribución espacial de la ictiofauna en el estuario del Río de la Plata [tesis de licenciatura]. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de Mar del Plata. 65 p.
- RISARO DB. 2015. Estudio de tendencias de la temperatura superficial del mar en la plataforma patagónica [tesis de licenciatura]. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad de Buenos Aires.
- RISARO DB, CHIDICHIMO MP, PIOLA AR. 2018. Tendencias y variabilidad de la temperatura superficial del mar en la plataforma patagónica Argentina. X Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar, Buenos Aires, Argentina, Julio 2018. <http://jornadasdelmar2018.exactas.uba.ar/wp-content/uploads/2018/09/Libro-de-Resumenes-X-JORNADAS-AGOSTO2018.pdf>.
- RODRIGUES KA, JAUREGUIZAR AJ, GUERRERO RA. 2013. Environmental factors that define the spawning and nursery areas for *Percophis brasiliensis* (Teleostei: Percophididae) in a

- multispecific reproductive coastal zone, El Rincón (39°-41°S), Argentina. *Hydrobiologia*. 709 (1): 1-10.
- ROSA R, DIERSSEN HM, GONZALEZ L, SEIBEL BA. 2008. Large-scale diversity patterns of cephalopods in the Atlantic open ocean and deep sea. *Ecology*. 89 (12): 3449-3461.
- RUARTE C. 1999. INIDEP, Informe de la Campaña EH-09/1999. Campaña global de evaluación de especies costeras, Proyecto Pesquería de Peces Demersales Costeros. Biblioteca INIDEP, Mar del Plata. 20 p.
- RUARTE C, CABREIRA AG, COLONELLO J, ORLANDO P. 2019. Campaña de Investigación de especies demersales costeras en "El Rincón" y prospección entre los 42° y 43° S VA-13/18. *Inf Camp INIDEP N° 6/2019*. 23 p.
- RUARTE C, RICO MR, LAGOS ÁN. 2017. Estimación de índices de abundancia de peces óseos a partir de datos de campañas de investigación en el área de "El Rincón", Argentina (39° S-41° S). Período: 1994 a 2012. *Inf Téc INIDEP N° 98/2017*: 1-45.
- RUARTE C, RICO MR, RODRIGUES K. 2009. Monitoreo del área de veda multiespecífica de El Rincón durante noviembre de 2008: análisis de las especies demersales costeras óseas. *Inf Invest INIDEP N° 50/2009*. 12 p.
- SABATINI ME, AKSELMAN R, RETA R, NEGRI RM, LUTZ VA, SILVA RI, SEGURA V, GIL MN, SANTINELLI NH, SASTRE AV, et al. 2012. Spring plankton communities in the southern Patagonian shelf: hydrography, mesozooplankton patterns and trophic relationships. *J Mar Sys*. 94: 33-51.
- SANTORA JA, HAZEN EL, SCHROEDER ID, BOGRAD SJ, SAKUMA KM, FIELD JC. 2017. Impacts of ocean climate variability on biodiversity of pelagic forage species in an upwelling ecosystem. *Mar Ecol Prog Ser*. 580: 205-220.
- SAPORITI F, BEARHOP S, VALES DG, SILVA L, ZENTENO L, TAVARES M, CRESPO EA, CARDONA L. 2015. Latitudinal changes in the structure of marine food webs in the southwestern Atlantic Ocean. *Mar Ecol Prog Ser*. 538: 23-34.
- SARDIÑA P, LÓPEZ-CAZORLA A. 2005. Feeding interrelationships and comparative morphology of two young sciaenids co-occurring in South-western Atlantic waters. *Hydrobiologia*. 548: 41-49.
- SHANNON CE, WEAVER W. 1949. A mathematical theory of communication. Urbana: University of Illinois Press. 117 p.
- SHANNON L, COLL M. 2017. Assessing the changing biodiversity of exploited marine ecosystems. *Curr Opin Environ Sustain*. 29: 89-97.
- SHUMWAY N, WATSON JEM, SAUNDERS MI, MARON M. 2018. The risks and opportunities of translating terrestrial biodiversity offsets to the marine realm. *BioScience*. 68 (2): 125-133.
- SIMPSON JH. 1981. The shelf-sea fronts: implications of their existence and behavior. *Phil Trans R Soc Lond A*. 302: 531-546.
- STEFANSDOTTIR L, SOLMUNDSSON J, MARTEINSDOTTIR G, KRISTINSSON K, JONASSON JP. 2010. Groundfish species diversity and assemblage structure in icelandic waters during recent years of warming. *Fish Oceanogr*. 19: 42-62.
- TEMPERONI B, VIÑAS MD, MARTOS P, MARRARI M. 2014. Spatial patterns of copepod biodiversity in relation to a tidal front system in the main spawning and nursery area of the Argentine hake *Merluccius hubbsi*. *J Mar Sys*. 139: 443-445.
- TITTENSOR DP, MORA C, JETZ W, LOTZE HK, RICARD D, BERGHE EV, WORM B. 2010. Global patterns and predictors of marine biodiversity across taxa. *Nature*. 466 (7310): 1098-1101.
- TOOLE CL, BRODEUR RD, DONOHOE CJ, MARKLE DF. 2011. Seasonal and interannual variability in the community structure of small demersal fishes off the central Oregon coast. *Mar Ecol Prog Ser*. 428: 201-217.
- WALKER TI, CAVANAGH RD, STEVENS JD, CARLISLE AB, CHIARAMONTE GE, DOMINGO A, EBERT DA, MANCUSI CM, MASSA A, MCCORD M, et al. 2006. *Galeorhinus galeus*. Cambridge, UK. The IUCN Red List of Threatened Species

- 2006, e.T39352A10212764. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2006.RLTS.T39352A10212764.en>.
- WEISKOPF SR, RUBENSTEIN MA, CROZIER LG, GAICHAS S, GRIFFIS R, HALOFSKY JE, HYDE KJW, MORELLI TL, MORISETTE JT, MUÑOZ RC, et al. 2020. Climate change effects on biodiversity, ecosystems, ecosystem services, and natural resource management in the United States. *Sci Total Environ.* 733: 137782.
- WHITFIELD A. 1999. Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. *Rev Fish Biol Fish.* 9: 151-186.
- WILLIS KJ, GILLSON L, KNAPP S. 2007. Biodiversity hotspots through time: an introduction. *Phil Trans R Soc B.* 362: 169-174.
- WORM B, SANDOW M, OSCHLIES A, LOTZE HK, MYERS RA. 2005. Global patterns of predator diversity in the open oceans. *Science.* 309 (5739): 1365-1369.
- ZAR JH. 2010. *Biostatistical analysis.* Englewood: Prentice Hall. 944 p.
- ZUUR AF, IENO EN, WALKER N, SAVELIEV AA, SMITH GM. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R.* Nueva York: Springer-Verlag. 574 p.