

Influencia del ambiente en la composición interanual de los ensambles de clases de talla de *Micropogonias furnieri*, especie de interés comercial

MARTINA DANIELA CAMIOLO (*)

EZEQUIEL COZZOLINO (**)

CLAUDIA RAQUEL CAROZZA (***)

ANDRÉS JAVIER JAUREGUIZAR (****)

1. INTRODUCCIÓN

En poblaciones de peces con ciclos de vida complejos, tanto estuarinos como marinos, la segregación espacial por talla es común, evidenciando los peces individuales cambios ontogénicos en el hábitat (ICES, 2010). En este contexto, en el ámbito de la ciencia pesquera, la confección de mapas de clases de tallas son muy útiles para varios propósitos, los cuales incluyen la estimación de la abundancia poblacional, la comprensión ecológica de los patrones del ciclo de vida, el modelado espacial de pobla-

(*) Doctora en Ciencias Biológicas, Becaria Postdoctoral CONICET (Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas). Universidad Provincial del Sudoeste-subsele Coronel Pringles (UPSO). Buenos Aires. Argentina. dcamiolo@inidep.edu.ar

(**) Ingeniero en Informática. Jefe del Subprograma de Sensoramiento Remoto. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Buenos Aires. Argentina. ecozzolino@inidep.edu.ar

(***) Doctora en Ciencias Biológicas. Jefa del Programa Pesquerías de Peces Demersales Costeros. Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP). Buenos Aires. Argentina. ccarroza@inidep.edu.ar

(****) Dr. en Ciencias Biológicas. Investigador adjunto de la Comisión de Investigaciones Científicas (CIC). Universidad Provincial del Sudoeste-subsele Coronel Pringles (UPSO), Instituto Argentino de Oceanografía (IADO). Buenos Aires. Argentina. ajaureguizar@iado-conicet.gob.ar

ciones y el diseño de áreas marinas protegidas (Costello et al., 2010; Sundblad et al., 2011). Los datos históricos de información de distribución de clases de tallas proporcionan algunos de los elementos más importantes sobre las características de la historia de vida de los peces. Los mismos son utilizados, por ejemplo, para comprender los cambios a largo plazo de la estructura de la población impulsados por presiones antropogénicas o ambientales, como así también para evaluar el estado de explotación de poblaciones de peces explotadas, y la idoneidad de diferentes estrategias de gestión pesquera y de conservación (Hilborn; Walters 1992). Por lo tanto, esta información es particularmente pertinente para especies estructuradas por tamaño, distribuidas en hábitats con una alta diversidad ambiental y las cuales son capturadas por diferentes sectores pesqueros.

Los estuarios constituyen uno de los entornos costeros más variables y dinámicos. En ellos, el potente gradiente ambiental genera una fuerte segregación espacial para las especies que poseen una distribución de tamaño estructurado (Barletta et al., 2010). Cada clase de talla tiene requisitos de hábitat particulares, que generalmente se basan en las necesidades fisiológicas y de alimentación específicas del estadio, el riesgo de depredación y las condiciones reproductivas (Werner; Gilliam, 1984). La disponibilidad de hábitats en los estuarios para las diferentes clases de talla, con características bióticas y abióticas clave para cada una de ellas, indudablemente cambiará espacial y temporalmente como resultado de la variabilidad ambiental a corto plazo. Teniendo en cuenta la alta dinámica de las aguas en estos sistemas, el muestreo dependiente de la pesca de las composiciones de longitud de las capturas comerciales (es decir, desembarques) y la teledetección, se convierten en herramientas útiles para explorar las interrelaciones biológicas y ambientales. El muestreo dependiente de la pesca, aunque puede presentar algunas limitaciones, es una práctica estándar utilizada por muchas agencias pesqueras para obtener información demográfica específica de la especie objetivo con fines de monitoreo y evaluación (Stewart; Hughes 2009; Marriott et al., 2011). Así, la alta frecuencia temporal del muestreo en las capturas puede suministrar información útil complementando de esta manera la brecha que existe entre los muestreos científicos discontinuos. La disponibilidad de imágenes globales, diarias, sistemáticas y de alta resolución obtenidas de

satélites, proporciona una buena fuente de datos para incorporar consideraciones de hábitat en la dinámica de las poblaciones de peces, a fin de dilucidar las relaciones entre los organismos explotados, tanto estuariales como marinos, y su hábitat (Polovina; Howell, 2005; Dulvy et al., 2009).

El Río de la Plata (RdlP) representa el estuario más explotado del Atlántico Sudoccidental. El mismo se halla sometido a diversas presiones antropogénicas, entre ellas la pesca, la contaminación y la eutrofización. Se caracteriza por una productividad extremadamente alta, una gran carga de nutrientes transportada por la escorrentía de los ríos (Lercari et al., 2018), aguas poco profundas y marcadas variaciones estacionales e interanuales de la salinidad, que pueden abarcar desde ~ 28 ups en invierno hasta los 14 ups en verano (Jaureguizar et al., 2004, 2007). El estuario juega un papel crucial como zona de cría y muerte para las fases inmaduras de peces económicamente importantes como los scienidos (Jaureguizar et al., 2008, 2009, 2016). Dentro de estos, la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) es la especie más abundante, presenta una marcada segregación espacial en su estructura poblacional asociada al patrón de salinidad (Jaureguizar et al., 2003) y es blanco de importantes pesquerías recreativas, artesanales e industriales (Horta; Defeo, 2012; Jaureguizar et al., 2015). Las áreas costeras (profundidades < 5 m), y particularmente la Bahía Samborombón (BS), proporcionan un amplio mosaico de hábitats para la alimentación, reproducción y crianza (Jaureguizar et al., 2003; Retta et al., 2006) y, a su vez, es el principal caladero de *Micropogonias furnieri* (Carozza, 2010). La pesca en esta región tiene lugar durante el periodo mayo-octubre, y la flota artesanal (rada o ría y costera) desembarca el mayor porcentaje de la captura total anual de la especie (Carozza, 2010). Durante los últimos años, se han observado importantes variaciones interanuales en su composición, con porcentajes en número de ejemplares juveniles que han oscilado entre el 14,39% (año 2002) y el 55,4% (año 2005) (Carozza, 2010). En este contexto, el estuario del RdlP representa un excelente caso de estudio para comprender los principales impulsores de los cambios interanuales en las clases de talla de *M. furnieri* provenientes de los desembarques de la flota artesanal y constituye,

además, un instrumento esencial para el desarrollo de estrategias de gestión.

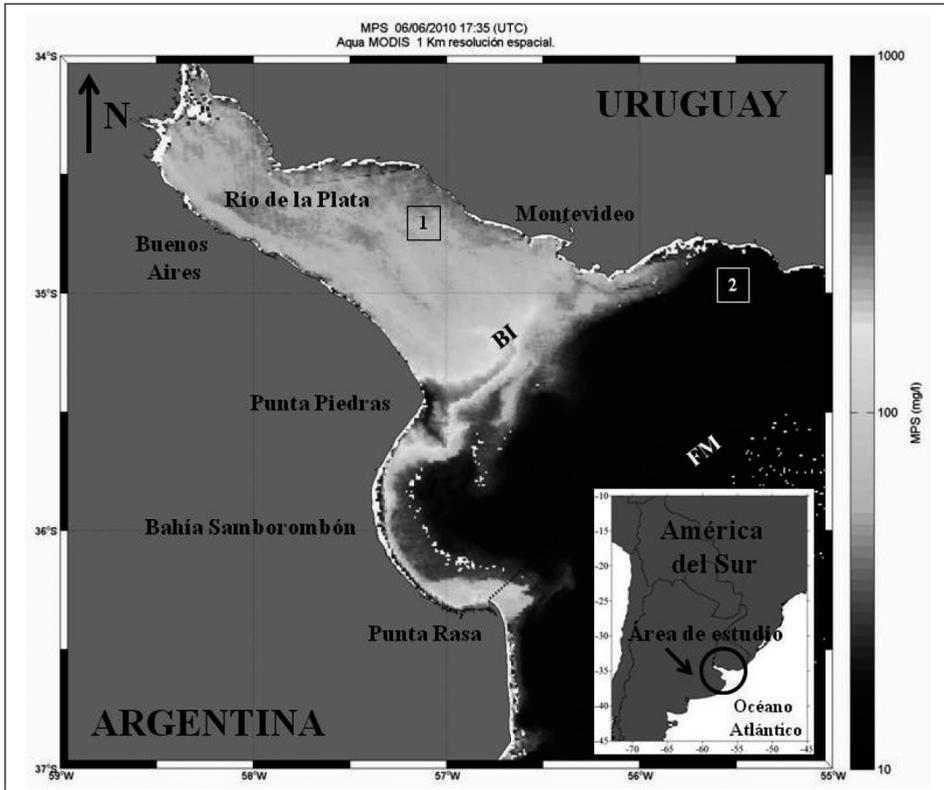
2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La descarga continental del RdIP genera un estuario extenso y somero en la costa occidental de América del Sur (36° S', 56° W, Framiñan et al., 1999) (Fig. 1), con un área de aproximadamente 38.000 km^2 y un rango de profundidades que oscilan entre los 5 y 15 m (Mianzan et al., 2001). Las principales características físicas están representadas por una amplitud micromareal (Balay, 1961) y un fuerte gradiente salino (Guerrero et al., 1997) y del material particulado en suspensión (MPS) (Camiolo et al., 2018) a lo largo de su eje principal, que generan un gradiente ambiental estable. Exhibe una pequeña estacionalidad en el patrón de deriva del agua continental; en otoño e invierno (abril-septiembre) presenta una deriva de agua principalmente en dirección N-NE, a lo largo de la costa uruguaya. Mientras que, en primavera y verano (octubre-marzo) la descarga se prolonga a lo largo de la costa argentina, permitiendo la penetración de las aguas de plataforma costera a través de la costa de Uruguay (Guerrero et al., 1997). En cuanto a la distribución de la temperatura, esta presenta una estación cálida (diciembre-marzo) y una estación fría (junio-septiembre), observándose en cada periodo un patrón espacial casi homogéneo, tanto en la vertical como en la horizontal (Guerrero et al., 1997). Los sedimentos presentes en el RdIP son los aportados a lo largo de la Cuenca del Plata, por los ríos Paraná, Uruguay y Salado (López Laborde; Nagy, 1999). El ciclo estacional de la descarga del MPS al RdIP, depende fundamentalmente de los ciclos del río Bermejo (afluente del río Paraná) (Camiolo et al., 2018) que es el responsable de la mayor parte de la entrada de carga sólida al sistema (INA, 2010). En la cuenca del río Bermejo, las lluvias más intensas se producen en verano, generando escurrimientos con concentraciones de hasta 1000 mg l^{-1} . Así, una vez erosionados en sus nacientes, estos sedimentos son transportados hasta el río Paraná (Lorenzo et al., 2006).

Figura 1

LOCALIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO



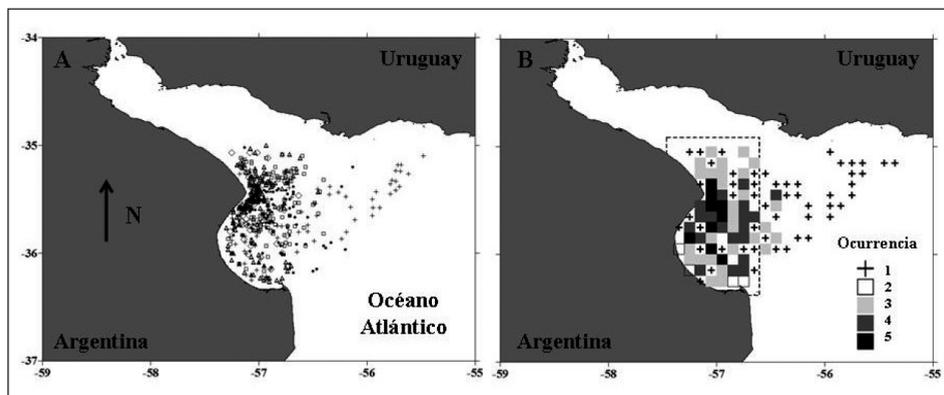
BI - Barra del Indio, FM - frente marítimo. Región interior (1) y exterior (2) del Río de la Plata. Imagen Aqua-MODIS de material particulado en suspensión (MPS, mg l⁻¹) con referencias superpuestas. Producto generado por el Subprograma de Sensoriamente Remoto, del Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero.

2.2. Datos biológicos

Se analizaron datos biológicos provenientes de “prospecciones costeras de corvina rubia” efectuadas durante el período mayo-junio en cinco años consecutivos (2010-2014) en el RdIP (Fig. 2A). Este monitoreo es realizado por el Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP) con embarcaciones de la flota costera que opera en la pesquería de *Micropogonias furnieri*. Se determinó la distribución de tallas de la captura de la especie en 369 lances de pesca efectuados con redes de arrastre de fondo con la modalidad a la pareja. A los ejemplares se le midió la longitud total (LT) hasta el final de la cola.

Figura 2

PROSPECCIONES COSTERAS DE CORVINA RUBIA REALIZADAS EN EL RÍO DE LA PLATA



(A) localización de los lances de pesca para el año 2010 (cruces), 2011 (rombos blancos), 2012 (cuadrados blancos), 2013 (círculos negros) y 2014 (triángulos blancos), (B) distribución espacial de la ocurrencia de muestreo (2010-2014) agrupadas en cuadrículas de 0,06° de latitud por 0,06° de longitud. La línea de puntos delimita el área de estudio seleccionada.

2.3. Datos ambientales

Se analizaron cuatro variables ambientales: MPS (satelital), temperatura superficial del mar satelital (TSM), profundidad (Z) y tipo de sedimento de fondo (TSF). Los datos de MPS (mg l^{-1}) fueron obtenidos mediante la aplicación de un algoritmo empírico regional para el RdlP (Camiolo, 2017) a imágenes Aqua-MODIS (Moderate-Resolution Imaging Spectroradiometer) L1A, diarias de 1,1 km de resolución espacial (<http://ocean-color.gsfc.nasa.gov/>). La TSM ($^{\circ}\text{C}$), fue obtenida a partir de imágenes diarias MUR (Multi-scale Ultra-high Resolution Sea Surface Temperature) descargadas del sitio WEB <https://mur.jpl.nasa.gov/>. Las mismas tienen una resolución espacial de 1 km y se generan a partir de las mediciones obtenidas de diferentes sensores satelitales (MODIS, AVHRR, AMSR-E, AMSR2, WindSAT). Posteriormente, los productos de MPS y TSM fueron procesados con rutinas informáticas desarrolladas por el Subprograma de Sensoramiento Remoto del INIDEP, a fin de obtener el promedio semanal correspondiente a cada una de las prospecciones (2010-2014). El dato satelital, que posteriormente fue asociado a cada uno de los lances de pesca, se obtuvo mediante la aplicación del mé-

todo de emparejamiento de datos satelitales y de campo (Bailey; Werdell, 2006). Se seleccionó una ventana espacial de 3 x 3 píxeles, con la posición de cada lance en el centro, y se obtuvo un promedio de los 9 píxeles de la ventana satelital, el cual fue asociado a cada uno de los lances de pesca. La Z (m), correspondiente a cada uno de los lances de pesca, fue determinada durante el desarrollo de las prospecciones. El TSF fue extraído del mapa confeccionado por Ottman y Urien para la región del RdIP (1965).

2.4. Análisis estadísticos

2.4.1. *Análisis espacial: ensambles de clases de talla de Micropogonias furnieri, definición, distribución e influencia ambiental en la estructuración espacial*

A fin de definir los ensambles de clases de talla de *M. furnieri*, se utilizó un análisis de agrupamiento jerárquico (Cluster) aplicando el índice de similitud de Bray-Curtis y el ligamiento promedio, como estrategia de unión en el algoritmo de agrupamiento. Se utilizó el programa PRIMER versión 6.0 (Clarke; Warwick, 2001). A fin de ser representativos, en éste análisis, solo se consideraron por un lado los datos correspondientes a las prospecciones realizadas durante los años 2010 y 2013, ya que mostraron una mayor cobertura espacial en el RdIP (Fig. 2A), y por otro, las clases de tallas que presentaron una ocurrencia mayor al 1% para ambos años en conjunto. La composición de tallas de la captura por lance de pesca fue expresada en porcentaje relativo (abundancia relativa -AR-) de cada talla al total de la captura del lance de pesca. La AR fue utilizada en función de la diversidad de barcos que se utilizaron en las prospecciones. La influencia de la TSM, el MPS, la Z y el TSF en la composición espacial de los ensambles de clases de talla fue examinada mediante el análisis Multivariate Regression Trees (MRT) (De'ath, 2002; Borcard et al., 2011). Dicho análisis fue implementado mediante la utilización del software de acceso libre R (versión 3.1.3, R, Core Team, 2015). Este procesamiento generó un árbol cuyas ramas se conformaron de subconjuntos de datos escogidos para reducir al mínimo la suma de cuadrados dentro del grupo (Borcard et al., 2011). La selección de cada uno de los árboles obtenidos se realizó mediante el método de validación cruzada por la regla "1se"

(Breiman et al., 1984), el cual asume que cada árbol está representado por la tasa mínima de error estimado (De'ath; Frabicius, 2000). A fin de determinar los ensambles de clases de talla indicadores de los grupos de lances de pesca (o combinaciones de los mismos) determinados en el análisis MRT, se usó la función “*multipatt*” (Multilevel Pattern Analysis) del paquete *indicspecies* (De Cáceres et al., 2012) mediante la aplicación del software de acceso libre R (versión 3.1.3, R, Core Team, 2015). La función “*multipatt*” generó combinaciones de los grupos de lances de pesca y comparó cada combinación con los ensambles de clases de talla. Para cada ensamble, seleccionó la combinación que tuvo el valor más alto de la asociación. A los mejores patrones coincidentes obtenidos, se les aplicó la prueba de significación estadística de las asociaciones. Se utilizó un índice de asociación mediante la aplicación de la función “*IndVal*”. Los índices de valor indicador devolvieron el patrón que mejor coincidió con el patrón de ensambles de clases de talla observado, mientras que los índices de correlación devolvieron el patrón que generó las mayores diferencias dentro/entre grupos (De Cáceres et al., 2010).

2.4.2. *Análisis temporal*

Las prospecciones mostraron diferencias en la cobertura geográfica e intensidad de muestreo a través del periodo de estudio (2010-2014). Por esta razón, la información biológica y física fue agrupada para el análisis interanual en cuadrículas de $0,06^\circ$ de latitud por $0,06^\circ$ de longitud (Fig. 2B). Con base en la frecuencia del muestreo interanual de las cuadrículas, el área de estudio se delimitó como aquella que tuvo mayor representación entre los años (Fig. 2B).

2.4.2.1 *Ambiente, distribución anual y su variación interanual*

Con el fin de ilustrar la variación en la distribución espacial de las variables ambientales, se utilizaron promedios semanales de imágenes satelitales del MPS y la TSM correspondiente a cada una de las cinco prospecciones. La identificación de posibles diferencias significativas entre los años de estudio (2010-2014) de las variables ambientales (MPS, TSM, Z y

TSF), se verificó mediante la aplicación del test de Kruskal-Wallis ($\alpha = 0,05$). Para esto, se usó la función *kruskal.test* del paquete *stats* (R Core Team, 2013), a través del software de libre acceso R. Para determinar entre que pares de años hubo diferencias significativas entre las medianas, se utilizó *a posteriori* el Test de Dunn, del paquete *dunn.test* versión 1.3.2 “*Dunn’s Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums*” (Dinno, 2017).

2.4.2.2. Ensamblés de clases de talla de *Micropogonias furnieri*: composición anual, variación interanual e influencia ambiental en la estructuración temporal

La contribución de cada ensamble de clases (obtenido del análisis de agrupamiento) a la similitud promedio dentro de cada año fue determinada a través del análisis de similitud en porcentajes (SIMPER, Clarke, 1993). Posteriormente, para evaluar las posibles diferencias a través de los años entre la composición de ensambles, se utilizó el análisis ANOSIM de una vía. Este es un análisis de similitud no paramétrico basado en la similitud de Bray-Curtis entre estaciones de muestreo. Para ello, se testeó la hipótesis nula “*no hubo diferencias significativas en la composición de ensambles de clases tallas de M. furnieri entre años*”. Los valores R-static, con un nivel de significación $p < 0,5$ para las comparaciones de a pares provisto por el análisis ANOSIM, fueron usados para determinar la disimilitud entre los años. Como ANOSIM sólo indica si los años de asociación difieren en la composición de ensambles, sin referencia a cuales causan dichas diferencias, se utilizó *a posteriori* un análisis SIMPER (Clarke, 1993), a fin de determinar la contribución de cada uno a la disimilitud promedio entre años. Este método, se sustenta en el análisis de matrices de disimilitud de Bray-Curtis, derivadas de la composición de ensambles de los lances de pesca, tanto entre como dentro de los diferentes años bajo análisis. Para determinar la influencia del MPS, la TSM, la Z, el TSF y el año en la composición interanual de los ensambles, se utilizó el análisis MRT utilizando el software de acceso libre R. La selección de los árboles se realizó por validación cruzada aplicando la regla “*1se*” (Breiman et al., 1984) y los ensambles indicadores de los grupos de lances de pesca fueron identificados a través de la función *multipatt* del paquete *indicpecies* (De Cáceres, 2013) y el índice de asociación “*IndVal*”, mediante

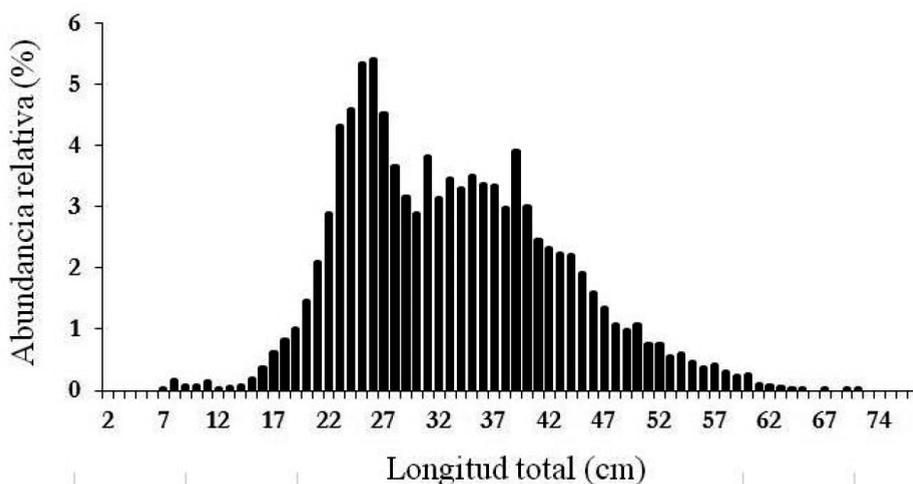
el software de acceso libre R (para más detalles ver De Cáceres et al., 2010).

3. RESULTADOS

La especie *Micropogonias furnieri* presentó una amplia distribución de tallas durante los años 2010 y 2013, en un rango que estuvo comprendido entre los 7 cm y los 70 cm de LT. La frecuencia relativa promedio evidenció una distribución polimodal con tres modos principales (25, 35 y 44 cm de LT, Fig. 3).

Figura 3

DISTRIBUCIÓN DE FRECUENCIA DE LA ABUNDANCIA RELATIVA DE TALLAS PROMEDIO DE MICROPOGONIAS FURNIERI EN EL RÍO DE LA PLATA



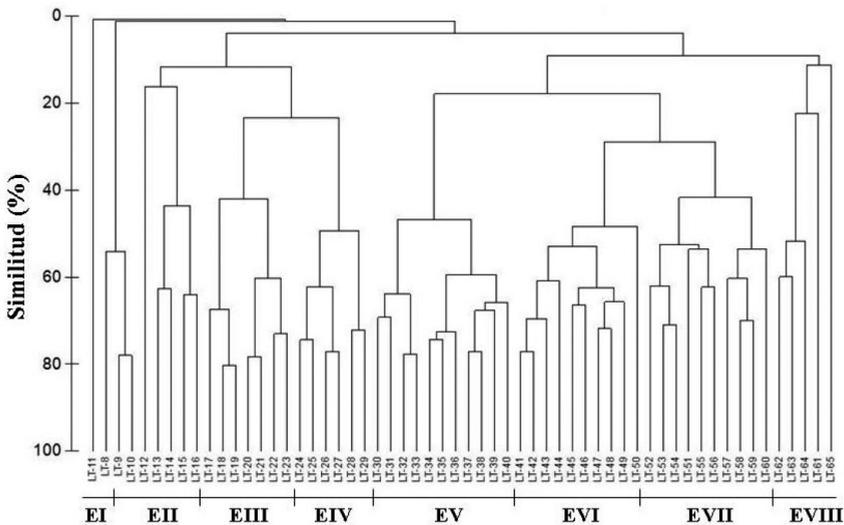
Datos provenientes de las prospecciones costeras de corvina rubia para los años 2010 y 2013.

El 89% de las tallas presentó una ocurrencia mayor al 1% en los lances de pesca. Solo las tallas de 7 cm y las mayores a 65 cm de LT presentaron una ocurrencia menor al 1% y por esta razón no fueron consideradas en la definición de los ensambles de clases de talla determinados mediante el análisis de Cluster. El análisis de agrupamiento jerárquico definió ocho

ensambles principales (30% de similitud). Estos ensambles (E) quedaron definidos como EI (8-11 cm de LT), EII (12-16 cm de LT), EIII (17-23 cm de LT), EIV (24-29 cm de LT), EV (30-40 cm de LT), EVI (41-50 cm de LT), EVII (51-60 cm de LT), y EVIII (61-65 cm de LT) (Fig. 4).

Figura 4

ANÁLISIS DE AGRUPAMIENTO JERÁRQUICO DE LAS COMPOSICIONES RELATIVAS DE LAS CLASES DE TALLA DE MICROPOGONIAS FURNIERI (CON OCURRENCIA MAYOR AL 1%) EN EL RÍO DE LA PLATA



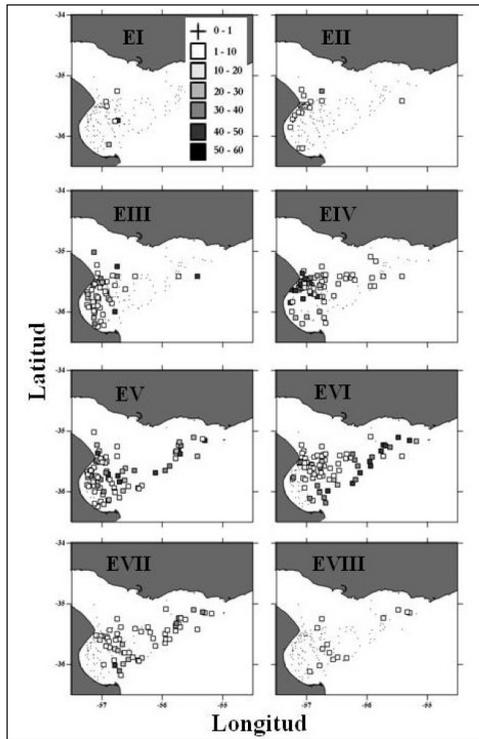
Datos provenientes de las prospecciones costeras de corvina rubia para los años 2010 y 2013.

La distribución espacial de los ensambles de clases de talla mostró un gradiente desde la costa de la BS hacia el frente marítimo y la costa uruguaya conforme aumentó la talla de los individuos (Fig. 5). Los ensambles EI (8-11 cm de LT) y EII (12-16 cm de LT) predominaron en Punta Piedras y la parte interna de la BS con AR bajas (10-20%). El EIII (17-23 cm de LT) se localizó en toda la BS con AR de hasta 50%. Los ensambles de clases de talla mayores [EIV (24-29 cm de LT) a EVIII (61-65 cm de LT)], mostraron una distribución espacial mayor, que abarcó la parte externa de la BS y llegaron hasta la costa uruguaya. El EIV manifestó las mayores AR (40-50%) en las proximidades de Punta Piedras. Por su parte,

los EV y EVI evidenciaron mayores AR por fuera de la BS y a los largo del frente marítimo. EVII (51-60 cm de LT) y EVIII (61-65 cm de LT) se distribuyeron fuera de la BS, con una AR del 10-20% (Fig. 5).

Figura 5

LOCALIZACIÓN ESPACIAL DE LOS ENSAMBLES (EI, EII, EIII, EIV, EV, EVI, EVII Y EVIII) DE LAS CLASES DE TALLA DE MICROPOGONIAS FURNIERI, EN EL RÍO DE LA PLATA



Datos provenientes de las prospecciones costeras de corvina rubia para los años 2010 y 2013.

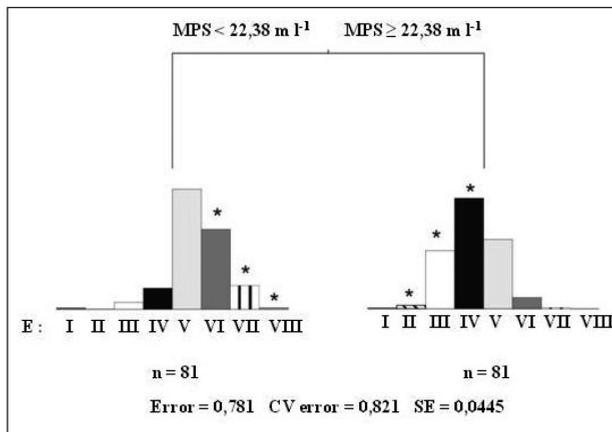
3.1. Influencia del ambiente en la composición de la estructura de los ensambles de clases de talla de *Micropogonias furnieri*

El análisis de la AR de los ensambles de clases de talla mediante la aplicación del análisis MRT produjo dos ramas (Fig. 6). La variación explicada de la estructura de los principales ensambles por el análisis MRT fue 17,9%. Los grupos obtenidos revelaron un fuerte arreglo espacial en la estructuración de los lances de pesca de *M. furnieri*. La principal dife-

renciación en la composición espacial de ensambles de clases de talla fue en función del MPS a una concentración de 28,38 mg l⁻¹. Dentro de las aguas más turbias (MPS ≥ 22,38 mg l⁻¹), se encontraron asociados los ensambles de clases de talla correspondientes a las tallas más pequeñas [EII (12-16 cm de LT), EIII (17-23 cm de LT) y EIV (24-29 cm de LT)]. Por su parte, los ensambles mayores [EVI (41-50 cm de LT), EVII (51-60 cm de LT) y EIII (61-65 cm de LT)], se hallaron vinculados a aguas con concentraciones de MPS < 22,38 mg l⁻¹. Los ensambles de clases de talla EI (8-11 cm de LT) y EV (30-40 cm de LT) no mostraron una relación aparente con los grupos mencionados anteriormente en el análisis MRT.

Figura 6

FRECUENCIA RELATIVA (%) DE LOS ENSAMBLES DE CLASES DE TALLA DE MICROPOGONIAS FURNIERI EN LOS GRUPOS DEL ANÁLISIS MRT



* Indica los ensambles de clases de talla que tuvieron una asociación significativa a cada grupo del análisis MRT (valor p = 0,001).

3.2. Patrón ambiental: distribución anual y su variación interanual

La profundidad mediana de muestreo estuvo comprendida entre los 4,28 m y 7,12 m (Fig. 7C). Los años analizados no presentaron diferencias significativas en su profundidad de muestreo (chi-cuadrado = 6,167, df = 4, p = 0,187). El MPS mostró importantes variaciones interanuales (Fig. 8 panel superior), la mediana estuvo comprendida entre 19,9 mg l⁻¹ y 117 mg l⁻¹ (Fig. 7A) y se registraron diferencias significativas entre los años de estudio (chi-cuadrado = 28,938; df = 4; p = 8,046e⁻⁰⁶). La comparación a

posteriori mostró que solamente existieron diferencias significativas entre el año 2014 y el resto de los años (Fig. 7A). La distribución espacial de la TSM durante los años 2010, 2012 y 2014, en el área de estudio, fue homogénea. No obstante, se registró una fuerte estructuración N-S durante el año 2011 y un fuerte gradiente desde la costa hacia las aguas profundas durante el año 2013 (Fig. 8, panel inferior). La TSM, mostró cambios interanuales significativos (chi-cuadrado = 119,54; df = 4; $p < 2,2e^{-16}$). Los valores mínimos de TSM, se registraron durante el año 2012 (mediana 11,39 °C) y los valores máximos durante el año 2010 (mediana 15,41 °C). Por su parte, los valores intermedios fueron registrados para los periodos 2011, 2013 y 2014 (Fig. 8 panel inferior). La comparación *a posteriori*, evidenció que en la mayoría de los años la TSM fue significativamente diferente con excepción de los años 2011 vs. 2013.

Figura 7

PROSPECCIONES COSTERAS DE CORVINA RUBIA EN EL RÍO DE LA PLATA. BOX-PLOT (MEDIANA, PRIMER CUARTIL, TERCER CUARTIL, VALOR MÍNIMO, VALOR MÁXIMO Y VALORES ATÍPICOS) PARA (A) EL MSP, (MG L⁻¹), (B) LA TSM (°C) Y (C) LA Z (M) PARA EL PERIODO 2010-2014

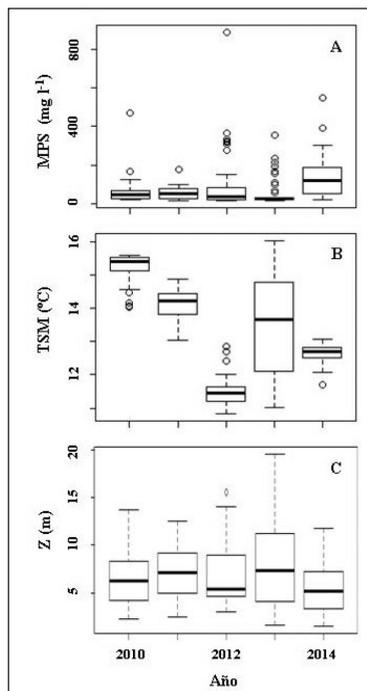
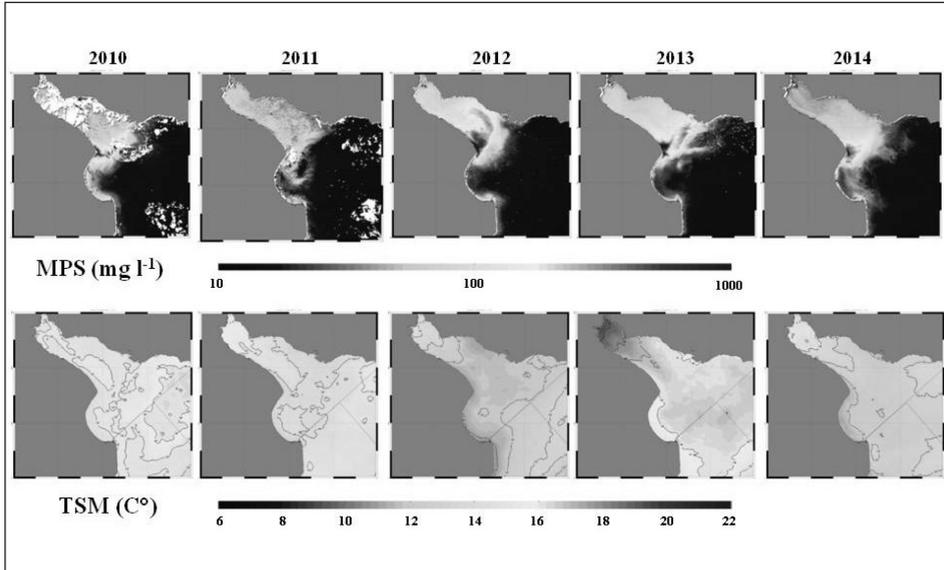


Figura 8

DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DEL MPS (MG L⁻¹, PANEL SUPERIOR) Y LA TSM (Cº, PANEL INFERIOR), CORRESPONDIENTES A LAS PROSPECCIONES COSTERAS DE CORVINA RUBIA LLEVADAS ACABO EN EL RÍO DE LA PLATA PARA EL PERIODO 2010-2014

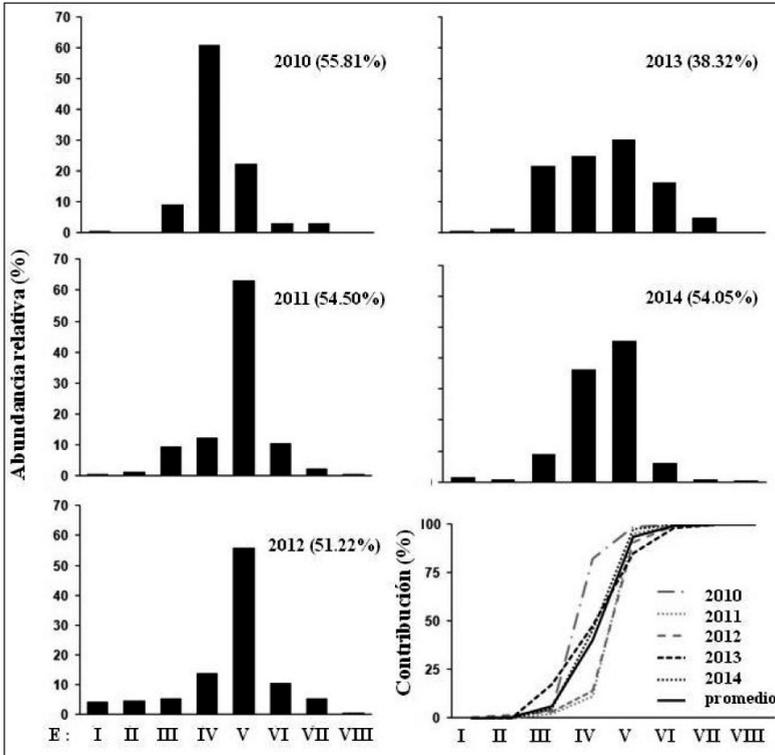


3.2. Composición de ensambles de clases de talla de *Micropogonias furnieri* a través de los años

La composición de ensambles de clases de talla en el área de estudio tuvo una similitud mayor al 51% (SIMPER) para la mayoría de los años (Fig. 9), a excepción del año 2013 (similitud del 38,32%). En promedio, para todas las prospecciones, los ensambles de clases de talla con mayor AR fueron el EV (30-40 cm de LT) con el 43,4% y el EIV (24-29 cm de LT) con el 29,6% de similitud. Aunque estos ensambles, fueron los que más contribuyeron a la similitud de la composición promedio (53,5 y 33,7%, respectivamente), presentaron diferencias interanuales en su contribución a la similitud, la cual fue aproximadamente del 68% (Fig. 9).

Figura 9

ABUNDANCIA RELATIVA (EXPRESADA EN PORCENTAJE) DE LOS ENSAMBLES DE CLASES DE TALLA DE MICROPOGONIAS FURNIERI PARA EL PERIODO 2010-2014 EN EL RÍO DE LA PLATA



Entre paréntesis se indica la similitud promedio y el porcentaje de contribución a la similitud acumulado de cada ensamble de clase de talla para los años de estudio analizados.

Los años presentaron diferencias significativas en la composición de ensambles de clases de talla, como así también los años fueron discriminados por diferentes ensambles. El análisis ANOSIM determinó que solamente los pares de años 2011 vs. 2012 ($p = 0,480$) y 2013 vs. 2014 ($p = 0,169$) no mostraron diferencias significativas en su composición. Por su parte, el resto de las comparaciones evidenciaron disimilitudes altamente significativas ($p < 0,002$). La composición de ensambles de clases de talla para el año 2010 presentó una similitud del 55,81% (Fig. 9). Dicha composición, estuvo dominada por el EIV (24-29 cm de LT), seguida por el EV (30-40 cm de LT) con el 61% y el 16,4% de similitud, respec-

tivamente (Fig. 9). Además, el 2010 fue discriminado por las mayores AR del EIV (24-29 cm de LT). Para los años 2011 y 2012, la composición de ensambles de clases de talla no presentó diferencias significativas. El resultado del análisis ANOSIM arrojó una similitud del 54,5% y 51,22% para los años 2011 y 2012, respectivamente. En ambos años la composición estuvo dominada por el EV (30-40 cm de LT), con el 63% y 56% de la AR que contribuyó al 84,3% y 76,6% de la similitud, respectivamente (Fig. 9). La composición de los ensambles de clases de talla para el año 2011 estuvo discriminada por las mayores AR del EV (30-40 cm de LT) y del EVIII (61-65 cm de LT). Mientras que, para el año 2012 los ensambles de clases de talla se encontraron discriminados por el EI (8-11 cm de LT), el EVII (51-60 cm de LT) y el EII (12-16 cm de LT). La composición de ensambles de clases de talla para los años 2013 y 2014 no presentó diferencias significativas. La similitud para cada uno de los años fue del 38,32% y 54,05%, respectivamente (ANOSIM) (Fig. 9). En ambos años, la AR estuvo dominada por dos ensambles, EIV (24-29 cm de LT) y EV (30-40 cm de LT), los cuales presentaron similares AR y contribuciones a la similitud (Fig. 9). La composición de los ensambles de clases de tallas para el año 2013, fue discriminada por las mayores AR del EIII (17-23 cm de LT) y del EVI (41-50 cm de LT), mientras que la AR durante el año 2014 no estuvo discriminada por ningún ensamble de clases de talla en particular.

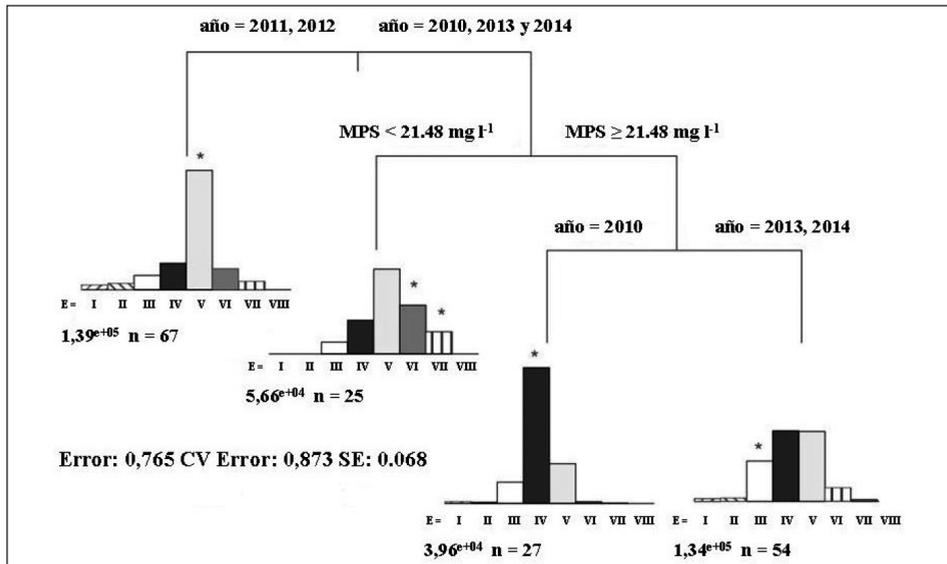
3.3. Influencia del ambiente en la composición interanual de los ensambles de clases de talla de *Micropogonias furnieri*

El análisis MRT de la composición relativa de los ensambles de clases de talla, produjo cuatro ramas con diferentes ensambles asociados significativamente (Fig. 10). Además, cada una de las tres divisiones que dieron lugar a las ramas tuvo diferentes variables predictivas. La variación explicada por el MRT fue del 23,51%. Los grupos del MRT revelaron una fuerte influencia del MPS en la estructuración de ensambles de clases de talla de *M. furnieri*. La primera división explicó el 12,05% de la variación y estuvo asociada primariamente a los años (Fig.10). Los años 2011 y 2012 mostraron la asociación de tres ensambles [EI (8-11 cm de LT), EII (12-16 cm de LT) y EV (30-40 cm de LT)], aunque solamente la última

fue estadísticamente significativa. La segunda división, explicó el 6,28% de la variación, e indicó que las diferencias en la composición de ensambles entre los años 2010, 2013 y 2014 estuvieron, primariamente, asociada a la concentración del MPS. Las diferencias entre los grupos para estas ramas, fueron principalmente asociadas a la mayores AR del EVI (41-50 cm de LT), EVII (51-60 cm de LT) y EVIII (61-65 cm de LT). Aunque éste último no mostró una asociación estadísticamente significativa en aguas con concentraciones de MPS menores 21,48 mg l⁻¹. En aguas más turbias, con concentraciones de MPS iguales o mayores a 21,48 mg l⁻¹, las diferencias en la composición de clases de talla se hallaron asociadas a los años, diferenciando al año 2010 de los años 2013-2014. Esta división explicó el 5,17% de la variación. Las diferencias entre los dos grupos para esta rama estuvieron principalmente vinculadas a la mayor AR del EIV (24-29 cm de LT) en el año 2010 y del EIII (17-23 cm de LT) para los años 2013-2014.

Figura 10

ANÁLISIS MRT DE LA COMPOSICIÓN RELATIVA DE LOS ENSAMBLES DE CLASES DE TALLA DE MICROPOGONIAS FURNIERI



MPS = Material Particulado en Suspensión (mg l⁻¹). Se indican los ensambles de clases de tallas asociados significativamente a cada rama (*).

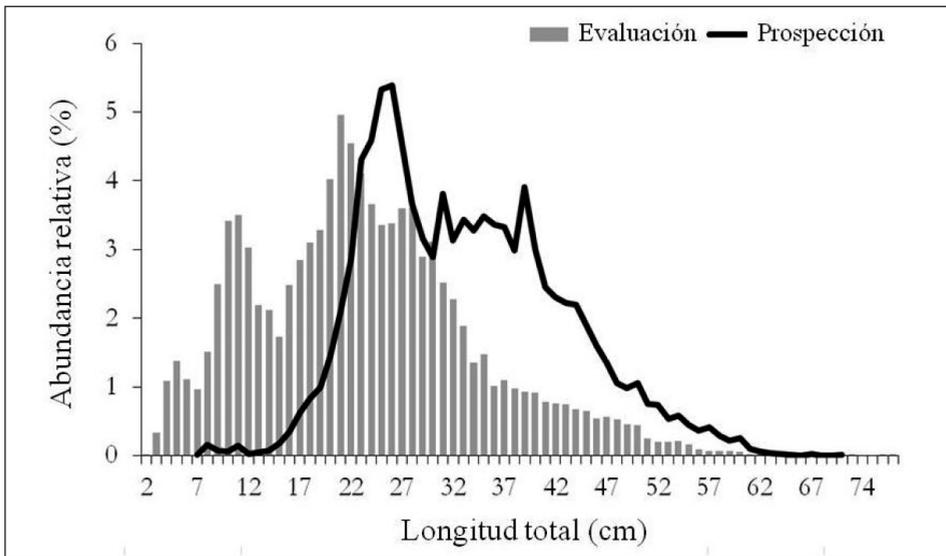
4. DISCUSIÓN

La distribución de clases de tallas de *Micropogonias furnieri* mostró un amplio rango y la estructura poblacional evidenció una clara organización espacial a lo largo del eje principal del RdIP. La segregación espacial de los lances de pesca, con base en la composición de ensambles de clases de tallas, estuvo determinada por la concentración del MPS ($\sim 28,23 \text{ mg l}^{-1}$), y permitió explicar las diferencias interanuales observadas en las prospecciones. La distribución de tallas presentó un amplio rango (entre 7 y 70 cm LT) con tres modos principales (25, 35 y 44 cm de LT, Fig. 3), los cuales coincidieron con el patrón mensual de la distribución de tallas de desembarque de *M. furnieri* en el área de estudio (unimodal con modo en 24 cm LT, BS interior; bimodal con modos en 30 y 42 cm LT, RdIP exterior; Carozza, 2012). La distribución de tallas fue dominada (50% de la AR) por ejemplares entre 25 (Q1) y 40 cm (Q3) de LT. Si consideramos la curva de maduración de la especie, en la cual $LT \sim 26 \text{ cm}$ es la talla más pequeña para un individuo maduro, el $LT \sim 32 \text{ cm}$ (32,74 cm LT Macchi; Acha, 1998; 32,2 cm LT Militelli, 2007; Militelli et al., 2013) es el LT_{50} para ambos sexos agrupados, y el $LT \sim 43 \text{ cm}$ es la talla más grande para un individuo juvenil, entonces las capturas realizadas durante las prospecciones estuvieron dominadas por adolescentes (60,4%). El 24,3% de las capturas fueron netamente juveniles ($LT \leq 25 \text{ cm}$), mientras que el 15,2% correspondieron a individuos maduros ($LT \geq 44 \text{ cm}$). La comparación de las distribuciones de tallas promedio de los lances de pesca realizados durante las prospecciones comerciales en la BS, con aquellas provenientes de los lances de pesca realizados durante los cruceros de evaluación en el RdIP por parte del INIDEP en el período 1993-2006 (Jaureguizar et al., 2014) arrojó claras diferencias (Fig. 11). Conforme a lo esperado, la distribución de tallas provenientes de los cruceros de evaluación exhibió un mayor rango, el cual estuvo comprendido entre los 2 y 98 cm LT. Además dichos cruceros de evaluación estuvieron dominados (50% de la AR) por tallas más pequeñas que las provenientes de las prospecciones costeras de corvina rubia [16 cm (Q1) y 30 cm (Q3) de LT]. El 61,3% de las capturas estuvieron representadas netamente por juveniles ($LT \leq 25 \text{ cm}$), mientras que solo el 5,4% correspondieron a individuos maduros ($LT \geq 44 \text{ cm}$). Dado que ambos conjuntos de datos

derivaron de áreas de muestreo altamente similares, estas diferencias en la distribución de tallas pudieron ser atribuidas en parte a la selectividad de las redes de arrastre utilizadas. El arte de pesca que se utilizó en las prospecciones comerciales, fue una red de arrastre de fondo a la pareja con una luz de malla en la bolsa que osciló entre los 80 y 150 mm. No obstante, en los cruceros de evaluación del INIDEP, el arte de pesca fue una red de arrastre de fondo, tipo Engel, con 200 mm de malla en las alas y 120 mm de malla en el copo con un calcetín de red para cornalito (Jaureguizar, 2004).

Figura 11

DISTRIBUCIÓN DE TALLAS PROMEDIO DE MICROPOGONIAS FURNIERI PROVENIENTE DE LANCES DE PESCA REALIZADOS DURANTE LAS PROSPECCIONES COSTERAS DE CORVINA RUBIA (AÑO 2010 Y 2013) Y CRUCEROS DE EVALUACIÓN (JAUREGUIZAR ET AL., 2014) EN EL RÍO DE LA PLATA DURANTE EL PERIODO DE INVIERNO



Los ensambles son grupos de individuos o especies que tienden a co-ocurrir espacial o temporalmente, y esta co-ocurrencia puede estar asociada a similitudes con respecto a sus preferencias en la selección de hábitat o ser el resultado de sus interacciones biológicas (Mahon et al., 1998). El arreglo espacial de la estructura de clases de tallas de las prospecciones

comerciales de corvina rubia, definió ocho ensambles de clases de tallas, donde la composición y localización geográfica de los mismos indicaron que estarían determinados principalmente por similitudes con respecto a sus preferencias en la selección del hábitat a través de la ontogenia madurativa. La distribución espacial de la AR de los ensambles de clases de talla mostró un gradiente desde la costa de la BS hacia el frente marítimo y la costa uruguaya conforme aumentó la talla de los individuos (Fig. 5). El patrón espacial de los ensambles, adquirido a partir de las prospecciones comerciales, corrobora el patrón obtenido por otros autores, con base en las tallas en diferentes campañas otoñales [1981 (Cotrina, 1986); 1983 (Cousseau et al., 1986)] e invernales [1993 (Díaz de Astarloa et al., 1997; Carozza et al., 2004; Carozza, 2012)], como así también, con base en edades [promedio entre 1993 y 1999 (Jaureguizar et al., 2003)]. Todo esto, indicaría que las diferencias en la preferencia de hábitat estarían asociadas con el movimiento ontogénico desde el área de cría estuarial hacia las aguas marinas, a través del desarrollo de los individuos. El examen de los perfiles de historia de vida, a través de la concentración de estroncio en otolitos de *M. furnieri* a lo largo del Atlántico Sudoccidental, bajo una perspectiva a largo plazo, reveló una tendencia general de acumulación de este elemento a lo largo de la vida de los peces, desde 2,000 $\mu\text{g g}^{-1}$ (aguas estuariales) en juveniles, hasta $\sim 4,000 \mu\text{g g}^{-1}$ (aguas marinas) en ejemplares adultos (Albuquerque et al., 2012). Dichos autores, infieren que la especie usa las áreas estuariales por períodos extensos de tiempo (entre 2 y 4 años dependiendo del sistema), y a medida que los peces crecen, existe una tendencia decreciente de uso de estas áreas, lo que indica un cambio a largo plazo del hábitat o efectos ontogenéticos de la acumulación de estroncio en los otolitos (Albuquerque et al., 2012).

A través del análisis MRT, se determinó que la estructuración espacial de los lances de pesca sobre la base de la composición de ensambles de clases de talla, estuvo principalmente relacionada con el MPS y a una concentración de 28,23 mg l^{-1} . Los individuos juveniles se hallaron vinculados con las aguas más turbias ($\text{MPS} \geq 22,38 \text{ mg l}^{-1}$) en contraposición a los adultos ($\text{MPS} < 22,38 \text{ mg l}^{-1}$). Por consiguiente, variaciones en la extensión de la cobertura espacial del $\text{MPS} < 22,38 \text{ mg l}^{-1}$ en el RdIP, afectarían la distribución espacial de los diferentes ensambles (expansión o contrac-

ción) y producirían variaciones temporales (tanto intra como interanuales) en la estructura (composición relativa) de los distintos ensambles para una determinada área. Como así también, explicaría las diferencias en la estructura de ensambles de los desembarques de *M. furnieri*, hallada entre los años 2010 y 2014.

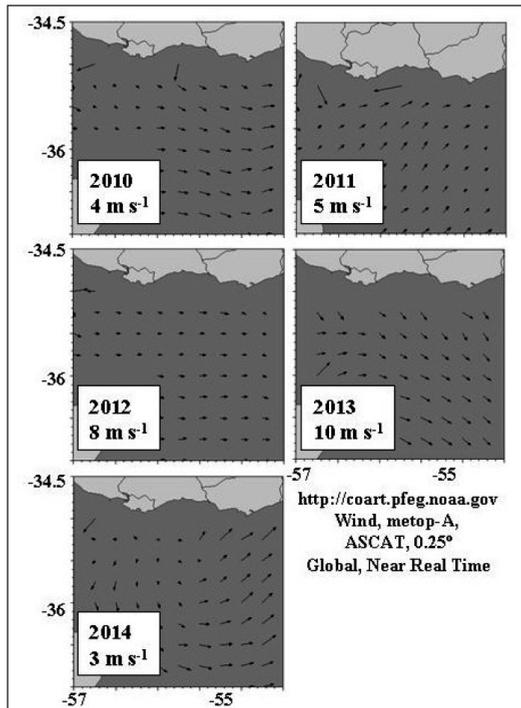
En el estuario del RdIP, las condiciones atmosféricas determinan la distribución espacial y temporal de las variables ambientales (salinidad, TSM, MPS), que finalmente afectan la distribución espacial de las especies y estadios de la historia de vida de los peces (Jaureguizar et al., 2016). La distribución espacial de la TSM, durante los años 2010, 2012 y 2014, se correspondió con las condiciones típicas de la temporada fría (junio-septiembre) del RdIP (Guerrero et al., 1997; Simionato et al., 2010). Aunque algunos años, mostraron valores superiores al rango térmico (entre 10 y 12 °C) (Guerrero et al., 1997; Simionato et al., 2010). En el año 2014, toda la región presentó concentraciones de MPS > 25 mg l⁻¹, mientras que, los años 2012 y 2013 evidenciaron la situación contraria con la menor extensión espacial del parámetro. La condición intermedia, fue evidenciada para el año 2010. Esta variación en la cobertura espacial del MPS, está vinculada con la distribución de las aguas superficiales del RdIP, las cuales se encuentran bajo la influencia del campo de viento sinóptico predominante, y el volumen de descarga del RdIP durante los meses previos (Guerrero et al., 1997; Simionato; Nuñez, 2001). Las variaciones en los volúmenes de descarga continental del RdIP, tienen un importante efecto en la expansión de las aguas estuariales hacia la plataforma costera (Jaureguizar et al., 2007) y el frente de turbidez (Jaureguizar et al., 2016). En consecuencia, las variaciones interanuales en la descarga de agua dulce, previa a las prospecciones (Subsecretaría de Recursos Hídricos, <http://www.hidricosargentina.gov.ar>), como así también el patrón de viento predominante (Fig. 12) en el RdIP (NOAA-Easier Access to scientific data (ERDDAP), <http://coastwatch.pfeg.noaa.gov>) durante las mismas, permitieron explicar en gran parte las variaciones en la cobertura espacial de la concentración del MPS observada. El caudal medio (entre los años 1980 y 2014) para los meses de otoño, previos a las prospecciones, fue de $\sim 24.500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ (abril $23.868 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, mayo $24.940 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). En los otoños, con similares intensidades de vientos leves ($\sim 4 \text{ m s}^{-1}$) y con caudales medios (2014, $25.100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) o altos (2011, $26.488 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; 2010, 27.738 m^3

s⁻¹), la mayor extensión del MPS ocurrió en el 2014, cuando los vientos predominantes en la región interna del RdIP fueron del N y favorecieron la extensión de las aguas estuariales a lo largo de la costa argentina. En contraposición, cuando los vientos fueron del O (año 2010) o del SO (año 2011), favorecieron la extensión a lo largo de la costa uruguaya, y se obtuvieron las extensiones intermedias (año 2010) y bajas (año 2011). Los otoños con caudales bajos (año 2013, $\sim 22.600 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) o muy bajos (año 2012, $\sim 16.677 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), y con altas intensidades de viento ($> 8 \text{ m s}^{-1}$) del O o del NO, favorecieron la deriva de las aguas estuariales (MPS $> 25 \text{ mg l}^{-1}$) a lo largo de la costa uruguaya, y consecuentemente la intrusión de agua marina a lo largo de la costa argentina (MPS $> 25 \text{ mg l}^{-1}$). Este patrón, coincidió con el observado en invierno en el RdIP por Jaureguizar et al. (2007), donde la máxima expansión a lo largo de la costa argentina de las aguas estuariales (salinidad < 32), se produjo cuando el estrés de los vientos marinos fue débil ($6,5 \text{ m s}^{-1}$) y el volumen de descarga fue medio ($\sim 25.000 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). No obstante, cuando los vientos a lo largo de la costa argentina fueron fuertes ($11.3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), y la descarga fue baja ($21.227 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), la extensión de las aguas estuariales fue mínima. Por su parte, en años con similares descargas continentales ($19.800 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$; $21.227 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), una menor intensidad de vientos marinos produjo una intrusión intermedia de las aguas estuariales a lo largo de la costa argentina (Jaureguizar et al., 2007). Basados en la importancia de las variables ambientales para los ensambles de clases de talla y los ensambles discriminantes de los diferentes años, las disimilitudes interanuales en la estructura poblacional estarían asociadas en parte a la presencia o no de aguas con concentraciones de MPS $> 21,48 \text{ mg l}^{-1}$. Las menores extensiones de MPS $> 22 \text{ mg l}^{-1}$ en la BS explicarían el aumento de la contribución de las clases de talla EV (30-40 cm de LT), y la disminución de la AR del EIV (24-29 cm de LT) durante los años 2011 y 2012, respecto de la composición promedio. Estos dos años, no presentaron diferencias significativas en sus estructuras, y la discriminación de estos años por los ensambles de talla más grandes [EVII (51-60 cm de LT) y EVII (61-65 cm de LT)], cuya AR estuvo asociada a los valores más bajos de MPS, estaría relacionada a la mayor intrusión de agua marina a lo largo de la costa argentina. Aunque a nivel global, el año 2010 presentó diferencias significativas con los años 2013 y 2014 (y no presentaron diferencias significativas entre sí), el análisis MRT

permitió definir que dichas diferencias estarían principalmente vinculadas a variaciones en la distribución del MPS, y secundariamente a la concentración en dichas áreas. En los tres años (2010, 2013, 2014), las aguas con baja concentración de MPS ($< 21,48 \text{ mg l}^{-1}$), no presentaron diferencias en su composición y estuvieron significativamente asociadas con las tallas de los individuos adultos. Aquellos años con mayores valores de concentración de MPS en la parte interna (2013 y 2014), fueron discriminados por los ensambles de clases de talla más chicas [EIII (17-23 cm de LT)]. Mientras que, cuando el área presentó concentraciones intermedias (2010), fue discriminado por los juveniles más grandes [EIV (24-29 cm LT)], que aunque prefirieron bajas profundidades ($\sim 5 \text{ m}$), sus abundancias estuvieron relacionadas a concentraciones de MPS intermedias.

Figura 12

PATRÓN DEL VIENTO PROMEDIO EN EL RÍO DE LA PLATA DURANTE LAS PROSPECCIONES COSTERAS DE CORVINA RUBIA CORRESPONDIENTES AL PERIODO 2010-2014



Fuente: NOAA-Easier Access to scientific data, ERDDAP.

Los principales resultados en éste estudio, ponen de manifiesto que la estructura espacial de la población de *Micropogonias furnieri* estuvo altamente relacionada a la condiciones del MPS dominante en el estuario del RdIP. Además, las variaciones interanuales en la estructura poblacional se hallaron vinculadas con la disponibilidad de condiciones de MPS favorables para juveniles o adultos a través de los años. Esta buena relación, sumada a la dinámica de las condiciones ambientales del RdIP (Jaureguizar et al., 2016), indican que el uso de imágenes satelitales provee una muy buena fuente de datos para promover medidas de gestión espacio temporales (e.g delimitación de área de vedas o de no extracción) y monitoreo eficientes tendientes a identificar y proteger hábitats costeros claves (e.g. áreas cría, juveniles) a lo largo de la temporada de pesca. Esta herramienta es de vital importancia en stock pesqueros como el de *M. furnieri*, el cual está plenamente explotado (Defeo et al., 2011). Actualmente su pesquería se basa fundamentalmente en la captura de juveniles (Carozza; Lorenzo, 2011), y existe una creciente competencia por el espacio entre las flotas (Defeo et al., 2011).

BIBLIOGRAFÍA

- ALBUQUERQUE, C.Q. DE; MIEKELEY, N.; MUELBERT, J.H.; WALTHER, B.D.; JAUREGUIZAR, A.J. (2012). Estuarine dependency in a marine fish evaluated with otolith chemistry. *Marine Biology*, 159: 2229-2239. doi: 10.1007/s00227-012-2007-5.
- BAILEY, S.; WERDELL, P. (2006). A multi-sensor approach for the on orbit validation of ocean color satellite data products. *Remote Sensing of environment*, 102: p. 12-23.
- BALAY, M.A. (1961) El Río de la Plata entre la atmósfera y el mar. Servicio de Hidrografía Naval, Buenos Aires, Publicación H-621.1
- BARLETTA, M.; JAUREGUIZAR, A.J.; BAIGUN, C.; FONTOURA, N.F.; AGOSTINHO, A.A.; ALMEIDA-VAL, V.M.F.; VAL, A.L.; TORRES, R.A.; JIMENES-SEGURA, L.F.; GIARRIZZO, T.; FABRE, N.N.; BATISTA, V.S.; LASSO, C.; TAPHORN, D.C.; COSTA, M.F.; CHAVES, P.T.; VIEIRA, J.P.; CORREA, M.F.M. (2010). Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology*, 76: p. 2118-2176.

- BORCARD, D.; GILLET, F.; LEGENDRE, P. (2011). Numerical Ecology with R. Springer, New York, p. 306.
- BREIMAN, L.; FRIEDMAN, J.H.; OLSHEN, R.A.; STONE, C.G. (1984). Classification and regression trees. Wadsworth International Group, Belmont, California, USA.
- CAMIOLO, M.D. (2017). Distribución del Material Particulado en Suspensión y su vinculación con la pesquería de Corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) a través del uso de imágenes satelitales. Tesis de Doctorado. Facultad de ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Mar del Plata: p. 192. <http://hdl.handle.net/1834/11617>.
- CAMIOLO, M.D.; COZZOLINO, E.; JAUREGUIZAR, A.J. (2018). Suspended Particulate Matter in the Río de la Plata: importance in its spatial and temporal variability of the Bermejo river. Revista de Teledetección, 51, 1-18, doi:<https://doi.org/10.4995/raet.2018.9864>.
- CAROZZA, C.; FERNANDEZ, D; PERROTTA, R. (2004). Evaluación de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en el área del Río de la Plata y zona común de pesca Argentino-Uruguaya por medio de un modelo de dinámica de biomasa. Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero, N° 16: p. 77-94.
- CAROZZA, C.R. (2010). Pesquería comercial de corvina rubia en Argentina. Frente Marítimo, 21: p. 15-22.
- CAROZZA, C.; LORENZO, M.I. (2011). Aportes al Plan de Manejo de Corvina Acciones en relación a la protección de la fracción juvenil de corvina. Frente Marítimo, 22: p. 21-29.
- Carozza, C.R. (2012). Estructura y dinámica poblacional de la corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) del extremo sur de su distribución, Provincia de Buenos Aires, Argentina. Tesis de Doctorado. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad Nacional de Mar del Plata, p. 135.
- CLARKE, K.R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology, 18: p. 117-143.
- CLARKE, K.R.; Warwick, R.M. (2001). (Eds). Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition, PRIMER-E Plymouth.
- COSTELLO, C.; KAFFINE, D.T. (2010). Marine protected areas in spatial property-rights fisheries. The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics, 54pp. p. 321-341.
- COTRINA, C. (1986). Estudios biológicos sobre peces costeros con datos de dos campañas de investigación realizadas en 1981. II. La corvina rubia (*Micropogonias furnieri*). Publicación de la Comisión Técnica del Frente Marítimo, 1(1): p. 8-14.

- COUSSEAU, M.B.; COTRINA, C.P.; CORDO, H.D.; BURGOS, G.E. (1986). Análisis de datos biológicos de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) y pescadilla de red (*Cynoscion striatus*) obtenidos en dos campañas del año 1983. Publicación de la Comisión Técnica Mixta del Frente Marítimo, vol. 1(2), p. 319-332.
- DE CÁCERES, M.; LEGENDRE, P.; MORETTI, M. (2010). Improving indicator species analysis by combining groups of sites. *Oikos*, 119: p. 1674-1684.
- DE CÁCERES, M.; LEGENDRE, P.; WISER, S.K.; BROTONS, L. (2012). Using species combinations in indicator analyses. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(6), p. 973-982.
- DE CÁCERES, M. (2013). Relationship between species and groups of sites (ver.1.7.0). Website: <https://cran.r-project.org/web/packages/indicspecies/indicspecies.pdf> [accessed May11, 2017].
- DE'ATH, G.; FABRICIUS, K.E. (2000). Classification and regression trees: a powerful yet simple technique for the analysis of complex ecological data. *Ecology*, 81: p. 3178-3192.
- DE'ATH, G. (2002). Multivariate Regression Trees: a new technique for modeling species-environment relationships. *Ecology*, 83(4): p. 1105-1117.
- DEFEO, O.; PUIG, P.; HORTA, S.; ÁLAVA, A. (2011). Coastal fisheries of Uruguay. (Eds) Salas, S.; Chuenpagdee, R.; Charles, A.; Seijo, J.C. Coastal fisheries of Latin America and the Caribbean. FAO. *Fisheries And Aquaculture Technical Paper*, 544: p. 357-384.
- HORTA, S.; DEFEO, O. (2012). The spatial dynamics of the whitemouth croaker artisanal fishery in Uruguay and interdependencies with the industrial fleet. *Fisheries Research*, 125-126, 121-128. doi:10.1016/j.fishres.2012.02.007.
- DÍAZ DE ASTARLOA, J.M.; CAROZZA, C.; GUERRERO, R.A.; BALDONI, A.G.; COUSSEAU, M.B. (1997). Algunas características biológicas de peces capturados en una campaña costera invernal en 1993, en el área comprendida entre 34° y 42° S (Atlántico Sudoccidental) y su relación con las condiciones ambientales. INIDEP. Informe Técnico N° 14, 1-35.
- DINNO, A. (2017). Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums (ver. 1.3.4). <ftp://lists.uni-sofia.bg/CRAN/web/packages/dunn.test/dunn.test.pdf> [accessed May11, 2017].
- DULVY, N.K.; CHASSOT, E.; HEYMANS, J.J.; HYDE, K.; PAULY, D.; PLATT, T.; SHERMAN, K. (2009). Climate change, ecosystem variability and fisheries productivity. In *Remote Sensing in Fisheries and Aquaculture*. 8, pp. 11-28. (Ed). Forget, M.H.; Stuart, V.; Platt, T. IOCCG, Dartmouth, Canada. 128pp.
- FRAMIÑAN, M.B.; ETALA, M.P.; ACHA, E.M.; GUERRERO, R.A.; LASTA, C.A.; BROWN, O.B. (1999). Physical characteristics and processes of the Río de la

- Plata estuary. (Eds.) Perillo, G.; Piccolo, C. y. Pino-Quivira, M. Estuaries of South America, their geomorphology and dynamics. Berlin: Springer: p. 161-191.
- GUERRERO, R.A.; ACHA, E.M.; FRAMIÑAN, M.B.; LASTA, C.A. (1997). Physical oceanography of the Río de la Plata estuary, Argentina. *Continental Shelf Research*, 17: p. 727-742.
- HILBORN, R.; WALTERS, C.J. (1992). Quantitative fisheries stock assessment: Choice, dynamics, and uncertainty. New York: Chapman and Hall.
- ICES (2010). Life cycle patterns of small pelagic fish in the Northeast Atlantic. ICES Cooperative Research Report, 306pp.
- INSTITUTO NACIONAL DEL AGUA (INA) (2010). Generación y transporte de sedimentos en la Cuenca Binacional del Río Bermejo. Caracterización y análisis de los procesos intervinientes. 1º edición. Buenos Aires. ISBN 978-987-25793-7-1, COBINABE: p. 230.
- JAUREGUIZAR, A.J. (2004). Patrón espacial y temporal de las áreas de asociaciones ícticas demersales costeras (34º S-41º S) y su relación con los factores ambientales. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de Buenos Aires. 229 pp.
- JAUREGUIZAR, A.J.; BAVA, J.; CAROZZA, C.R.; LASTA, C.A. (2003). Distribution of whitemouth croaker *Micropogonias furnieri* in relation to environmental factors at the Río de la Plata estuary, South America. *Marine Ecology Progress Series*, 255: p. 271-282.
- JAUREGUIZAR, A.J.; MENNI, R.; GUERRERO, R.; LASTA, C.A. (2004). Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. *Fisheries Research*, 66, p. 195-211.
- JAUREGUIZAR, A.J.; WAESSLE, J.A.; GUERRERO, R.A. (2007). Spatio-temporal distribution of Atlantic searobins (*Prionotus* spp.) in relation to estuarine dynamics (Río de la Plata, Southwestern Atlantic Coastal System). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 73: p. 30-42.
- JAUREGUIZAR, A.J.; MILITELLI, M.I.; GUERRERO, R. (2008). Distribution of *Micropogonias furnieri* at different maturity stages along an estuarine gradient and in relation to environmental factors. *Journal of the Marine Biological Association of the UK*, 88(01): p. 175-181.
- JAUREGUIZAR, A.J.; SOLARI, A.; MILESSI, A.C.; CAROZZA, C.R.; LASTA, C.A. (2009). Uso espacio-temporal y crecimiento de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en ambientes someros a lo largo de un gradiente estuarial: Río Ajo, Bahía Samborombón. VII Jornadas Nacionales de Ciencias del Mar. 30 de noviembre al 4 de diciembre-2009. Bahía Blanca-Argentina.

- JAUREGUIZAR, A.J.; DOGLIOTTI, A.I.; CAMIOLO, M.D.; GUERRERO, R.A.; LASTA, C.A. (2014). Distribución espacial e influencia del ambiente en la estructura poblacional de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en aguas costeras bajo influencia del Río de la Plata. INIDEP. Informe de Investigación, p. 11.
- JAUREGUIZAR, A.J.; DOGLIOTTI, A.I.; CAMIOLO, M.D.; GUERRERO, R.A.; LASTA, C. A. (2015). Distribución espacial e influencia del ambiente en la estructura poblacional de corvina rubia (*Micropogonias furnieri*) en aguas costeras bajo influencia del Río de la Plata. INIDEP. Informe de investigación N° 42, 11pp.
- JAUREGUIZAR, A.J.; SOLARI, A.; CORTÉS, F.; MILESSI, A.C.; MILITELLI, M.I.; CAMIOLO, M.D.; LUZ CLARA, M.; GARCÍA, M. (2016). Fish diversity in the Río de la Plata and adjacent waters: an overview of environmental influences on its spatial and temporal structure. *Journal of Fish Biology*. doi:10.1111/jfb.12975, available online at wileyonlinelibrary.com
- LERCARI D.; MILESSI A.C.; VÖGLER R.; VELASCO G.; JAUREGUIZAR A.J. (2018). Modelos tróficos en el Atlántico Sud Occidental: evaluando la estructura y funcionamiento de ecosistemas costeros. (Eds.) Muniz P.; Conde, D.; Venturini, N.; Brugnoli, E. "Ciencias Marino Costeras en el Umbral del Siglo XXI: Desafíos en Latinoamérica y el Caribe XV COLACMAR)". Sección: Estructura y Funcionamiento de Comunidades y Ecosistemas Marino-Costeros.
- LÓPEZ LABORDE, J.; NAGY, G.J. (1999). Hydrography and sediment transport characteristics of the Río de la Plata: a review. (Eds.) Perillo, G. M. E.; Piccolo, M. C. y Pino-Quivara, M. Estuaries of South America: Their geomorphology and dynamics. Springer: p. 133-160.
- LORENZO, E.; FOSSATI, M.; BELLÓN, D.; EZZATI, P. (2006). Proyecto PDT-Modelación hidrosedimentológica del Río de la Plata: p. 233.
- MACCHI, G.; ACHA, M. (1998). Aspectos reproductivos de las principales especies de peces de la zona común de pesca Argentino-Uruguaya y en el Rincón. Noviembre 1994. INIDEP. Informe Técnico, N°21, p. 67-89.
- MAHON, R.; BROWN, S.K.; ZWANENBURG, K.C.T.; ATKINSON, D.B.; BUJA, K.R.; CLAFLIN, L.; HOWELL, G.D.; MONACO, M.E.; O'BOYLE, R.N.; SINCLAIR, M. (1998). Assemblages and biogeography of demersal fishes of the east coast of North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55: p. 1704-1738.
- MARRIOTT R.J.; WISE, B.; ST JOHN, J. (2011). Historical changes in fishing efficiency in the west coast demersal scalefish fishery, Western Australia: implications for assessment and management. *ICES Journal of Marine Science*, 68: p. 76-86.

- MIANZAN, H.; LASTA, C.; ACHA, M.; GUERRERO, R.; MACCHI, G.; BREMEC, C. (2001). The Río de la Plata Estuary, Argentina-Uruguay. *Coastal Marine Ecosystems of Latin America. Ecological Studies*, 144: p. 185-204.
- MILITELLI, M.I. (2007). Biología reproductiva comparada de especies de la familia Sciaenidae en aguas del Río de la Plata y Costa Bonaerense. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata. 150 pp. <http://hdl.handle.net/1834/3549>.
- MILITELLI, M.I.; MACCHI, G.J.; RODRÍGUEZ, K.A. (2013). Comparative reproductive biology of Sciaenidae family species in the Río de la Plata and Buenos Aires Coastal Zone, Argentina. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 93(2), 413-423. doi:10.1017/S0025315412001488.
- OTTMANN, F.; URIEN, C.M. (1965). Observaciones preliminares sobre la distribución de los sedimentos finos en la zona externa del Río de la Plata. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, vol. 37, p. 279-289.
- POLOVINA, J.J.; HOWELL, E.A. (2005). Ecosystem indicators derived from satellite remotely sensed oceanographic data for the North Pacific. *ICES Journal of Marine Science*, 62: p. 319-327.
- RETTA, S.; MARTÍNEZ, G.; ERREA, A. (2006). Áreas de cría de especies de peces en la costa uruguaya. (Eds.). Menafra, R.; Rodríguez Gallego, L.; Scarabino, F.; Conde, D. Bases para la conservación y manejo de la costa uruguaya. Montevideo: Vida Silvestre Uruguay, 211-217.
- SIMIONATO, C.G.; NUÑEZ, M.N. (2001). The salinity front of the Río de la Plata—a numerical case study for winter and summer conditions. *Geophysical Research Letters*, 28(13): p. 2641-2644.
- SIMIONATO, C.G.; LUZ CLARA TEJEDOR, M.; CAMPETELLA, C.; GUERRERO, R.; MOREIRA, D. (2010). Patterns of sea surface temperature variability on seasonal to sub-annual scales at and off shore the Río de la Plata estuary. *Continental Shelf Research*, doi:10.1016/j.csr.2010.09.012.
- STEWART, J.; HUGHES, J.M. (2009) Biological and fishery characteristics of rubberlip morwong *Nemadactylus douglasii* (Hector, 1875) in eastern Australia. *Fisheries Research*, 96: p. 267-274.
- SUNDBLAD, G.; BERGSTRÖM, U.; SANDSTRÖM, A. (2011). Ecological coherence of marine protected area networks: a spatial assessment using species distribution models. *Journal of Applied Ecology*, 48, p. 112-120.
- WERNER, E.E.; GILLIAM, J.F. (1984). The ontogenetic niche and species interactions in size-structured population. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 15: p. 393-425.

RESUMEN

Influencia del ambiente en la composición interanual de los ensambles de clases de talla de *Micropogonias furnieri*, especie de interés comercial

En este trabajo se estimó la influencia relativa del material particulado en suspensión, la temperatura superficial del mar, la profundidad y el tipo de sedimento de fondo sobre la distribución espacio-temporal de la estructura de tallas de *Micropogonias furnieri* en el Río de la Plata. Los datos biológicos fueron obtenidos en cinco prospecciones invernales llevadas a cabo en el periodo 2010-2014. El análisis de agrupamiento jerárquico (30% de similitud) de las tallas más abundantes (>1% de abundancia relativa) definió ocho ensambles diferentes. El análisis temporal mostró que la composición de ensambles tuvo una similitud mayor al 51% para la mayoría de los años. La influencia del ambiente explicó el 23% de la variación temporal y el material particulado en suspensión fue la variable ambiental que explicó la mayor diferenciación temporal en la composición de los ensambles de clases de talla de *Micropogonias furnieri*.

PALABRAS CLAVE: *Micropogonias furnieri*, Río de la Plata, material particulado en suspensión, ensambles de clases de talla, variabilidad espacio-temporal.

CÓDIGOS JEL: Q0, Q2.

ABSTRACT

Environment Influence on the interannual composition of *Micropogonias furnieri* size classes assemblages, a species of commercial interest

In this work the relative influence of suspended particulate matter, sea surface temperature, depth and type of bottom sediment on the spatio-temporal distribution of the size structure of *Micropogonias furnieri* in Río de la Plata, was studied. The biological data were obtained in five winter prospects carried out in the period 2010-2014. The hierarchical clustering analysis (30% similarity) of the most abundant sizes (> 1% relative abundance) defined eight assemblages of size classes. The temporal analysis showed that the similarity in assemblage composition was greater than 51% for most years. The influence of the environment explained 23% of the temporal variation and the suspended particulate matter was the environmental variable that best explained the temporal differentiation in the composition of the assemblages of size classes of *Micropogonias furnieri*.

KEYWORDS: *Micropogonias furnieri*, Río de la Plata, suspended particulate matter, size class assemblages, spatio-temporal variability.

JEL CODES: Q0, Q2.