Factores ambientales determinantes de las comunidades de peces, efecto de la salinidad en el A° Solís Chico, Canelones, Uruguay

Tesis de Grado

Licenciatura en Ciencias Biológicas

Facultad de Ciencias, UdelaR

2024

Autor: Bruno Rebufello

Orientador: Dr. Nicolás Vidal

Co-Orientador: Dr. Marcelo Loureiro

Tapa: imagen de *Gymnogeophagus terrapurpura* capturada en el Arroyo Solís Chico.

Agradecimientos

Quiero agradecer en primer lugar a mi familia: Papá, Mamá y Oriana por ser el apoyo mas grande que tuve a lo largo de la carrera, sin ellos hubiese sido imposible.

Al resto de mi familia, que siempre estuvieron pendientes de mi evolución en la carrera y tratando de ayudar desde su lugar.

A Nico, que me acompaño en este trabajo final, guiándome para poder hacer las cosas lo mejor posible.

A Mapy, que fue de mis primeros profesores en la carrera y que también me ayudó en esta etapa final.

A Joselo, que siempre musicalizaba el laboratorio para que contar Platanichthys fuera más llevadero.

A los demás integrantes del laboratorio, que me recibieron de muy buena manera.

A mis amigos y compañeros, todos tuvieron su aporte en este trayecto que compartimos juntos.

A quienes trabajaron en conjunto conmigo en este último tiempo, Juli, Manuel, Memo, Celina y también a quienes facilitaron que los muestreos se llevaran a cabo, Roberto, Umpierrez y Álvaro.

Y a todos los docentes y demás personas que fui conociendo a lo largo de esta etapa en la que he aprendido mucho.

Gracias de verdad!

Tabla de contenido

Resumen 4
Introducción 5
Objetivos 7
Hipótesis 7
Materiales y métodos 8
Área de estudio 8
Diseño de muestreo 8
Variables fisicoquímicas 9
Colecta de peces y parámetros comunitarios 9
Análisis estadístico 11
Resultados 12
Caracterización de los sitios de estudio 12
Comunidad de peces 16
Discusión 26
Conclusiones y perspectivas 30
Referencias Bibliográficas 31

Resumen

Los arroyos costeros son ambientes expuestos a la fluctuación de las variables ambientales dependientes de su estuario adyacente. Estos arroyos suelen ser el hábitat de variadas especies de peces de interés comercial y es importante entender su funcionamiento y dinámica. El objetivo de este trabajo fue estudiar la variación espacial de los principales parámetros comunitarios (abundancia, biomasa, composición y riqueza) de la comunidad de peces en tres sitios del Arroyo Solís Chico con variaciones contrastantes de la salinidad y relacionarlo con la variación espacial de factores ambientales determinantes (principalmente la salinidad). Para llevar esto a cabo, se seleccionaron 3 puntos de muestreo en el arroyo, dos puntos con una baja influencia del Río de la Plata (Aguas arriba y Intermedio) y uno de ellos con una gran influencia de este (Aguas abajo). Para la colecta de los datos comunitarios se utilizaron dos artes de pesca complementarios: redes de enmalle y pesca eléctrica. Los parámetros fisicoquímicos fueron medidos utilizando una sonda multiparamétrica. A lo largo de los 6 eventos de muestreo comprendidos entre primavera de 2021 y primavera de 2022 se recolectaron 8218 individuos pertenecientes a 43 especies. El sitio con influencia del Río de la Plata mostró una gran fluctuación en los niveles de salinidad a lo largo del año, contrario a lo visto en los otros dos sitios. Las comunidades de los distintos ambientes presentaron diferencias significativas en su composición. El sitio más inestable (Aguas abajo) presentó la mayor cantidad de especies acumuladas mientras que el sitio más estable (Aguas arriba) tuvo, en la mayoría de los muestreos, una mayor riqueza de especies. Esto puede verse explicado por el ingreso de agua del Río de la Plata, que hace que el sitio Aguas abajo tenga una mayor conectividad y con un mayor flujo de especies, mientras que el sitio Aguas arriba, se mantiene más aislado. Los resultados de este estudio evidencian un claro efecto por parte de las condiciones abióticas, sobre la composición de las comunidades de peces. Es importante entender que los factores fisicoquímicos responden a una ventana temporal de variación distinta a la que responde la comunidad de peces y esto debe ser tenido en cuenta para poder interpretar correctamente los datos.

Introducción

La variabilidad ambiental es uno de los factores determinantes de las comunidades biológicas. La hipótesis de disturbios intermedios pretende responder cómo las perturbaciones y la fluctuación de los factores ambientales afectan la diversidad de especies (Grime, 1973; Connell, 1978). Allí se postula que los picos de diversidad se darán en ambientes con perturbaciones intermedias, Por el contrario, otros autores (Kushlan, 1976; Griffiths et al., 2001) postulan que las comunidades que se desarrollan en entornos más estables tienden a tener un mayor número de especies que los entornos inestables, debido a una menor variación en las condiciones ambientales. La mayoría de los peces suelen establecer y desarrollar poblaciones exitosas en ambientes con menores fluctuaciones ambientales (Griffiths et al., 2001). En los ambientes lóticos, es un patrón reconocido que las comunidades en las nacientes de los ríos suelen estar compuestas por una menor riqueza de especies (Horwitz 1978; Rahel & Hubert 1991) y que aguas abajo, y en ambientes de mayor tamaño, las comunidades suelen estar compuestas por un mayor número de especies (Rahel & Hubert 1991) y con una biomasa y abundancia mayores, como sostiene la teoría de las metacomunidades (Borthagaray et al., 2020).En este sentido, los ecosistemas de menor tamaño (las nacientes) suelen estar expuestos a mayores variaciones fisicoquímicas diarias, generando un ambiente menos estable. Contrariamente los ambientes de mayor tamaño con zonas más profundas tendrán mayor capacidad de amortiguación, brindándole mayor estabilidad al ambiente (Beesley 2006; Beesley & Prince 2010Por último, los ambientes con mayor estabilidad también tendrán una comunidad de peces menos cambiante, a diferencia de ambientes inestables (Griffiths et al., 2001). Por ejemplo, en los estuarios la fluctuación de salinidad puede modificar de manera significativa la composición de la comunidad de peces.

La salinidad es uno de los determinantes más importantes de las comunidades de peces en los estuarios; afectando distintos atributos comunitarios como la composición de las especies, la densidad y la biomasa (Whitfield 1999). La salinidad en los estuarios depende de las condiciones climáticas. En este sentido, se ha documentado que las precipitaciones (Levinton et al., 2011) y

los vientos (Lange et al., 2020) suelen ser las variables más influyentes que afectan a la salinidad en los estuarios. El Niño Southern Oscilation (ENSO) tiene un rol fundamental en las precipitaciones y su efecto en la descarga de los ríos (Pisciottano et al., 1994). Este fenómeno consiste en dos fases extremas opuestas. En nuestra región El Niño consiste en eventos de altas precipitaciones y caudales; contrariamente, La Niña provoca épocas de sequía con bajas precipitaciones, lo que conlleva a caudales más bajos (Grimm et al., 1998).

Por otra parte, existe una relación directa entre el caudal de un río o arroyo y las precipitaciones que ocurren en su cuenca de drenaje (Karlsson et al., 2014). La descarga del río es un factor determinante de los niveles de salinidad en los estuarios (Schroeder et al., 1990), por lo que, si hay una gran descarga del río, los niveles de salinidad en el agua bajaran tanto en el estuario en si, como en el arroyo o río adyacente, ya que genera una corriente de agua dulce en contra de la de agua salada. En el caso particular de los estuarios que desembocan al Río de la Plata y la Costa Atlántica, el viento también puede jugar un papel importante (Meccia et al., 2013). Los vientos con componente sur (desde el mar) generan una entrada de agua salina a los ríos y estuarios, elevando los niveles de salinidad en el agua y viceversa. Por lo general, los estuarios presentan especies con tolerancia a ambientes fluctuantes, principalmente a las variaciones en los niveles de salinidad (Whitfield 1999). Estos sistemas suelen estar compuestos por una baja diversidad de especies, pero una alta abundancia de individuos (Jaureguizar et al., 2004).

Estudiar el efecto de las variaciones de salinidad sobre las comunidades de peces es importante ya que los estuarios suelen ser el hábitat de muchas especies en diferentes etapas de su ciclo vital como la reproducción y desarrollo larval (Mianzan et al., 2001; De Paula Costa et al., 2022). La estacionalidad de la temperatura es otro factor ambiental importante capaz de modificar la estructura de las comunidades de peces (Whitfield 1999), un ejemplo claro es en el cambio en la dieta de los peces, que consumen una mayor cantidad de alimento de origen vegetal a altas temperaturas y mayor cantidad de alimento de origen animal a bajas temperaturas (González et al., 2016). Otras variables que tienen una influencia considerable son la profundidad y turbidez, así como el tipo de sustrato (Whitfield 1999). Además de los factores ambientales, factores bióticos como las migraciones (generalmente estacionales) pueden generaran variaciones en las comunidades de peces (Jaureguizar et al., 2004). Estas migraciones estacionales

pueden verse motivadas por cambios en la temperatura y/o salinidad del agua como también por eventos reproductivos como es el ejemplo de la época de desove (Jaureguizar et al., 2004).

El Arroyo Solís Chico es un arroyo costero que tiene su desembocadura en el Río de la Plata. La información disponible de la comunidad de peces para el A° Solís Chico, así como de otros afluentes adyacentes (e.g. A° Solís Grande y A° Pando) es escasa (Stebniki, 2014; Plavan et al., 2016). Dicha información proviene de monitoreos cercanos a su desembocadura, donde se encontraron varias especies, en su mayoría eurihalinas. Familias como Clupeidae y Sciaenidae fueron las que más contribuyeron, principalmente *Micropogonias furnieri* (Sciaenidae) y *Brevortia aurea* (Clupeidae) fueron las especies con más individuos colectados. Estas dos especies junto con *Odontesthes argentinensis, Paralichthys orbignyanus, Platanichthys platana y Mugil liza,* son consideradas dominantes en el Arroyo Solís Chico (Plavan et al., 2016). Es importante destacar que algunas especies dominantes son de importancia comercial en la región e.g. *M. furnieri* (Blaber et al., 2016), *P. orbignyanus* (Mianzan et al., 2001) y *O. argentinensis* (Sampaio 2006; Cosseau & Perrota 2013).

En este contexto se plantean los siguientes objetivos e hipótesis de trabajo:

Objetivos

O1) Estudiar la variación espacial de los principales parámetros comunitarios (abundancia, biomasa y composición y número de especies) de la comunidad de peces en tres sitios del Arroyo Solís Chico con variaciones de la salinidad contrastantes.

O2) Estudiar la variación espacial de factores ambientales determinantes (principalmente la salinidad) de la comunidad de peces del Arroyo Solís y como estos afectan a la comunidad de peces.

Hipótesis

La estabilidad del ambiente determina condiciones favorables para el establecimiento de comunidades más diversas. Las fluctuaciones de salinidad representan un filtro ambiental para los peces; por lo tanto, ambientes con valores de salinidad bajos y estables contendrán mayor número de especies.

Materiales y métodos

Área de estudio

Los sitios de muestreo se ubicaron en el cauce principal del Arroyo Solís Chico (Fig. 1); cuya cuenca tiene una superficie total de 653 km² (Blanco et al., 2003). El arroyo Solís Chico tiene una longitud total de 47 km, un caudal promedio de 8.7 m^3 s^{-1} (Cayssials et al., 2000) y desemboca formando un sub-estuario en el Río de la Plata (34°44 S Y 55°42 W). En su entorno se encuentran otras subcuencas del Río de la Plata como son la del A° Pando, A° Solís Grande, A° Sarandí y Río Santa Lucía (Blanco et al., 2003). Este estudio se llevó a cabo en el marco de un proyecto en conjunto con OSE (Obras Sanitarias del Estado) y la Facultad de Ciencias de la Universidad de la República, y esta cuenca (Arroyo Solís Chico) es de gran importancia para OSE ya que es una fuente de extracción de agua potable (Blanco et al., 2003). Además, la cuenca se caracteriza por el desarrollo de actividades agrícolas y forestales.

Diseño de muestreo

El diseño de muestreo incluyó tres sitios de colecta. Se tomaron 6 muestras en el transcurso de un año, en el cual se realizaron dos muestreos por estación en verano y primavera y un muestreo por estación en otoño e invierno. Los sitios muestreados fueron: sitio Aguas arriba (34°39'49.44"S 55°44'35.96"W), sitio intermedio (Intermedio) (34°40'19.33"S 55°45'30.19"W) y Sitio Aguas abajo, (34°41'7.35"S 55°45'21.31"W) de forma de abarcar un gradiente de variación de la salinidad (Figura 1).

Figura 1- Sitios de monitoreo en el Arroyo Solís Chico aguas arriba de la Ruta 8, en la Ruta 8 y aguas abajo de la ruta.

Variables fisicoquímicas

Se realizó una caracterización fisicoquímica del ambiente, en cada sitio y en cada campaña de muestreo se midió *in situ* temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad y turbidez. Estos parámetros fueron tomados utilizando una sonda multiparamétrica Horiba, el mismo día en que se colectaron los peces. Las mediciones se realizaron a dos profundidades distintas, superficie y fondo.

Colecta de peces y parámetros comunitarios

Los muestreos se realizaron utilizando dos artes de pesca complementarios dependiendo de las características ambientales de cada sitio. Se colocaron redes de enmalle (método pasivo) en las zonas de mayor profundidad (> 1,5 m) y se realizó pesca eléctrica en las zonas litorales (< 1 m). En el caso particular de este estudio, se realizó pesca eléctrica en los tres sitios y pesca con redes de enmalle en dos de ellos (Aguas arriba y Aguas abajo). El sitio Intermedio no fue muestreado con redes de enmalle debido a la poca profundidad del mismo. Se utilizaron redes multi-malla

nórdicas de 30 m de largo y 1,5 m de alto, compuestas por 12 tramos de 2,5 m con diferentes tamaños de malla (5,0; 6,25; 8,0; 10; 12,5; 15,5; 19,5; 24; 29; 35; 43 y 55 mm de longitud entre nudos. Este método ha demostrado ser eficiente y representativo para la captura de peces a nivel internacional (CEN 14757, 2005). Se calaron tres trenes de redes en cada sitio al atardecer y se levantaron al amanecer completando un total de 12 horas aproximadamente. En las zonas de poca profundidad se utilizó pesca eléctrica estandarizada a 40 pulsos por sitio. Este es un método activo de captura y consiste en realizar un esfuerzo de pesca estandarizado por número de pulsos (Kristensen et al, 2011). El uso combinado de estos métodos de colecta de peces resulta complementario y permite obtener una representación óptima de la riqueza y abundancia de la comunidad de peces (Penczak et al., 1998).

Los peces fueron sacrificados mediante una sobredosis de anestésico (Eugenol) a una concentración de 1 mg/ml y preservados en formol 4% para su posterior análisis en laboratorio. Luego de un mes de fijados los peces fueron enjuagados en agua durante una semana y finalmente se pasaron a alcohol 70 % para su estudio e ingreso a la colección de peces de la Facultad de Ciencias, Universidad de la República. Los peces fueron identificados al menor nivel taxonómico posible utilizando claves taxonómicas disponibles para los diferentes grupos (Serra et al., 2014; Loureiro et al., 2023).

Todos los individuos fueron contados, medidos (1 mm) y pesados utilizando balanza de precisión (0.01 gr). Este protocolo de muestreo ha sido aprobado por la CEUA de Facultad de Ciencias y cuenta con el permiso de colecta por parte de DINARA ver anexos I y II.

A partir del esfuerzo de pesca (tiempo de calado y número de redes) y la captura, se calculó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) estandarizado a una red por 12 horas:

$$CPUE = (C) * 12 \text{ horas } (1*t)^{-1}$$

Donde C es la captura total en términos de biomasa o abundancia y *t* corresponde al tiempo en horas que las redes permanecieron caladas.

También se calculó el índice de diversidad de Shannon (Shannon y Weaver, 1949) utilizando la siguiente ecuación:

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \ln p_i$$

Donde *S* es el número de especies; *pi,* la abundancia relativa de cada especie i) *ni*/N; *ni,* el número de individuos de cada especie y N, el número total de los individuos de todas las especies.

Las especies fueron clasificadas según su uso del espacio en tres grupos: especies estrictamente de agua dulce residentes (incluye las especies que típicamente habitan los arroyos), especies visitantes de origen marino (incluye especies estuarino-marinas que usan ocasionalmente arroyos o ríos con fines reproductivos o alimenticios) y por último especies de origen Paranoplatense (Loureiro et al., 2023).

Análisis estadístico

Para analizar el agrupamiento de los sitios en función de las comunidades presentes se realizaron análisis exploratorios de los datos utilizando análisis multivariados (e.g. análisis de agrupamiento *CLUSTER* y *PCA Principal Component Analysis* por su nombre en inglés), utilizando el índice de similitud de Morisita para los valores de abundancia. También se realizaron análisis del tipo ANOSIM (Analisis of Similarities), tanto para los valores comunitarios como para los parámetros fisicoquímicos. Para el ANOSIM de comunidades se utilizó a cada especie como una variable distinta, mientras que para los parámetros fisicoquímicos se tomó a cada parámetro como una variable distinta.

Se analizaron las variaciones de la estructura de la comunidad de peces (composición, abundancia, biomasa, riqueza de especies y diversidad) utilizando análisis paramétrico de varianza (e.g. ANOVA), siempre que se cumplió con los supuestos (normalidad y homogeneidad de varianza). Para estos análisis se compararon los sitios utilizando los distintos muestreos como réplicas. Adicionalmente se realizaron curvas de rarefacción para todos los sitios (muestreados con redes de enmalle) utilizando todos los muestreos, con el fin de evidenciar el efecto de la diferencia de conectividad de los sitios y su consecuente recambio de especies. En este caso, cada red calada fue tomada como una réplica distinta.

Para evaluar la estabilidad de cada ambiente se evaluó la variación de los parámetros fisicoquímicos (principalmente la conductividad) durante el período de estudio en los distintos sitios utilizando abordaje estadístico mencionado anteriormente. Se utilizó el programa Past versión 4.03 para realizar los análisis comunitarios, así como de los parámetros fisicoquímicos. Las curvas de acumulación de especies se realizaron siguiendo la metodología de Jiménez-Valverde & Hortal (2003), utilizando los softwares R y Statistica.

Resultados

Caracterización de los sitios de estudio

El sitio Aguas arriba es un tramo del arroyo con una extensa zona riparia. El cauce presenta zonas de correderas y zonas de pozones o remansos, con una profundidad máxima de 2,5 m. Contiene una gran variedad de sedimentos como arena, grava y piedras de mayor tamaño como cantos rodados.

El sitio Intermedio es un tramo de menor tamaño con una profundidad menor a 1,5 m. Durante el monitoreo este sitio sufrió una gran transformación debido a una obra civil relacionada a la ampliación de la ruta 8, por lo cual el sitio se debe caracterizar en 2 momentos, antes y durante de la obra.

Previo a la obra, se observó una zona riparia con aproximadamente 15 metros de árboles y arbustos, sedimento rocoso en las orillas y limoso en el centro con poca vegetación acuática. Durante la obra, la vegetación riparia fue removida en gran cantidad para la realización de la obra, junto con grandes movimientos de sedimento en las orillas, con importantes efectos de erosión y canalización del arroyo. Los niveles de sedimento en el agua aumentaron y el cauce del arroyo fue modificado debido a los movimientos de tierra.

El sitio Aguas abajo presentó un ancho de cauce mayor que los puntos anteriores, pero con una profundidad media menor al sitio de Aguas arriba. En las orillas abundaba la vegetación acuática enraizada y presenta zonas de rocas desnudas.

Los tres sitios se encuentran a alturas diferentes respecto del nivel del mar, siendo el sitio Aguas abajo el de menor elevación con 2 metros mientras que los sitios Intermedio y Aguas arriba se encontraban a una altura de 6 y 9 metros respectivamente. Adicionalmente, entre el sitio Aguas abajo y el sitio Intermedio se encuentra un salto en la pendiente que funciona de barrera contra la penetración del agua salada (más allá de Aguas abajo) proveniente del Rio de la Plata.

Parámetros fisicoquímicos

En la Tabla 1 se muestran los resultados de los parámetros fisicoquímicos. No se encontraron diferencias significativas para los distintos sitios muestreados (Tabla 2), aunque si se observa un mayor rango de variación de los parámetros fisicoquímicos, principalmente de la conductividad en el sitio de Aguas abajo (Figuras 2 y 3), siendo uno de los parámetros más importantes, alcanzando picos muy altos en determinados momentos del año (Tabla 1). Es por esto por lo que se puede apreciar que el polígono formado (Figura 2) por los datos del sitio Aguas abajo es considerablemente más amplio, producto de la variación a lo largo de la campaña de muestreo. Para la Figura 2, los eigenvalues de mayor valor fueron la conductividad y la turbidez para los dos componentes principales, que explicaron el 86,3% y 9,8% de la varianza.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos medidos *in situ* en cada sitio y muestreo.

Sitio	Muestreo	Temperature (°C)	pH	Conductividad (mS/cm)	Turbidez (NTU)
Aguas arriba	Primavera 2021	19,4	7,95	0,42	2,25
Intermedio	Primavera 2021	20	7,9	0,42	0,6
Aguas abajo	Primavera 2021	23,75	7,95	1,68	7,25
Aguas arriba	Verano 2022	24,7	8,35	0,53	2,35
Intermedio	Verano 2022	23,1	7,1	0,55	0,8
Aguas abajo	Verano 2022	28,7	8,6	4,82	6,8
Aguas arriba	Verano 2022	23,14	7,22	0,25	22,85
Intermedio	Verano 2022	21,79	6,09	0,21	33,9
Aguas abajo	Verano 2022	23,03	6,61	0,21	29,6
Aguas arriba	Otoño 2022	14,11	6,99	0,34	3,15

Intermedio	Otoño 2022	15,49	8,65	0,34	12,3
Aguas abajo	Otoño 2022	15,16	8,49	0,37	4,95
Aguas arriba	Invierno 2022	9,115	7,44	0,23	32,65
Intermedio	Invierno 2022	10,13	6,49	0,2	42,1
Aguas abajo	Invierno 2022	10,71	7,19	0,2	42,3
Aguas arriba	Primavera 2022	17,7	8,92	0,72	1,5
Intermedio	Primavera 2022	14,99	7,17	0,72	1,8
Aguas abajo	Primavera 2022	13,98	8,95	0,75	1,45

Tabla 2. Valores *p* entre sitios para la prueba ANOSIM de una vía para los parámetros fisicoquímicos medidos.

	Aguas arriba	Intermedio	Aguas abajo
Aguas arriba		0,59	0,62
Intermedio	0,59		0,66
Aguas abajo	0,62	0,66	

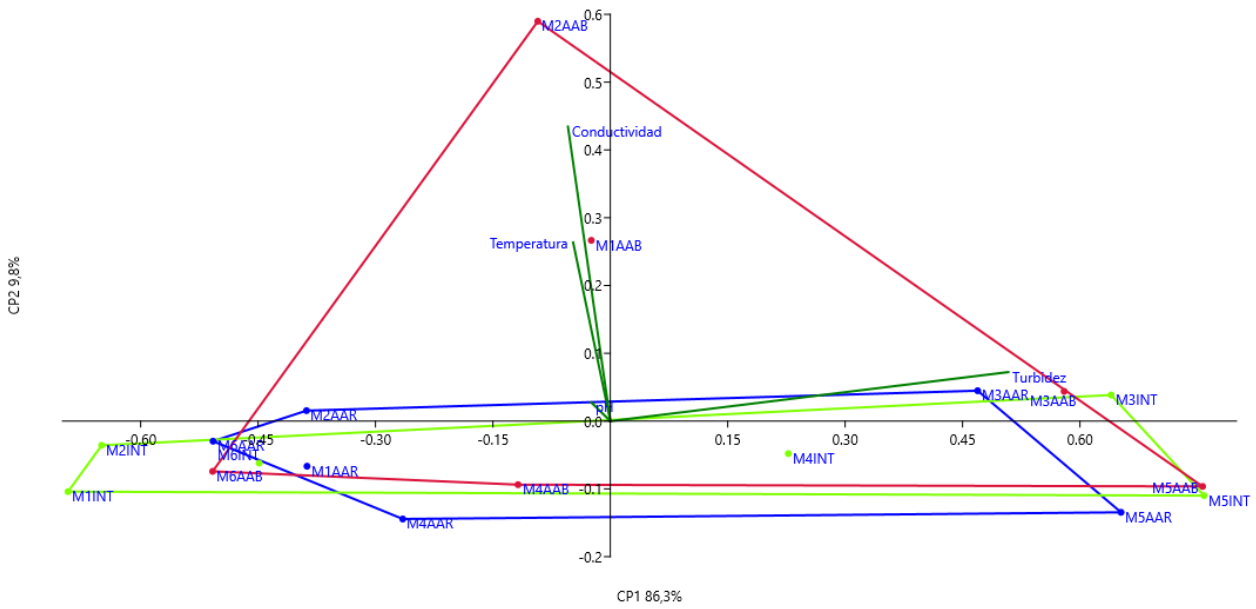


Figura 2. Análisis de componentes principales incluyendo los tres sitios utilizando conductividad, turbidez, pH y temperatura. AAR, Aguas arriba Arroyo Solís Chico; AAB, Aguas abajo Arroyo Solís Chico y INT, sitio Intermedio Arroyo Solís Chico. M1, muestreo 1; M2, muestreo 2; M3, muestreo 3; M4, muestreo 4; M5, muestreo 5 y M6, muestreo 6.

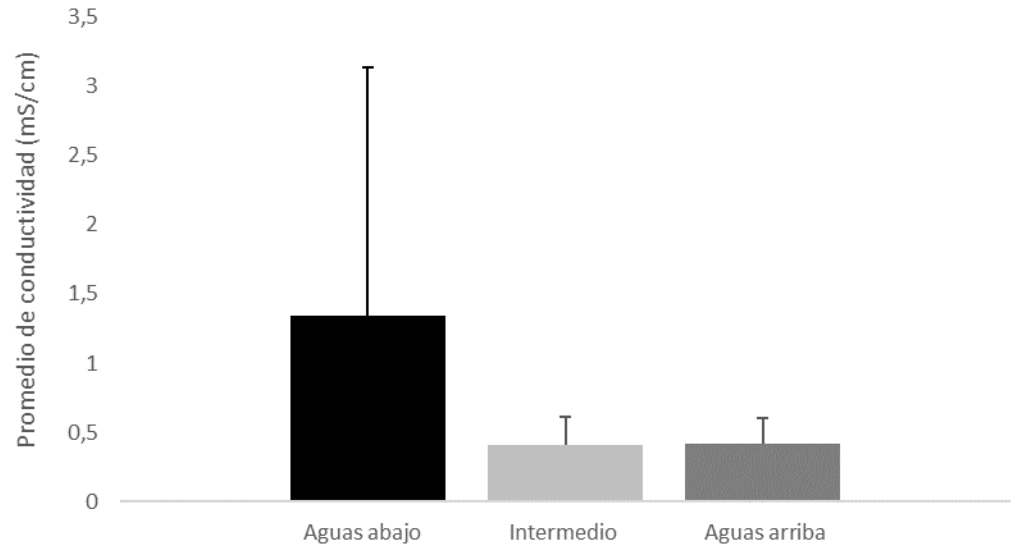


Figura 3. Promedio de conductividad y desvío estándar incluyendo todas las campañas de muestreo en los tres sitios del Arroyo Solís Chico.

Comunidad de peces

Durante las 6 campañas de muestreo se colectaron un total de 8218 individuos con una biomasa de 112,85 kg. Se capturaron un total de 43 especies, correspondientes a 9 órdenes: Characiformes (19) Siluriformes (10), Cicliformes (3), Atheriniformes (1), Clupeiformes (3), Acanthuriformes (1), Mugiliformes (1), Cypriniformes (1), Perciformes (1) y Cyprinodontiformes (3) (Tabla 3). Dentro de las especies estrictamente dulceacuícolas residentes se destacan los Characiformes, representados fundamentalmente por los géneros *Hyphessobrycon y Psalidodon, Bryconamericus iheringii, Hoplias argentinensis, Diapoma terofali* y por los llamados sabalitos, *Cyphocharax voga* y *Steindachnerina biornata*. Los Cichliformes están representados por *Gymnogeophagusspp. y Crenicichla scotti.* Siguiendo en la categoría dulceacuícola encontramos especies de Siluriformes como lo son *Ancistrus taunayi, Rineloricaria sp., Hypostomus commersoni, Heptapterus mustelinus, Pimelodella australis, Rhamdia quelen,* entre otros. Dentro de las especies de origen marino se encuentran algunas como *Mugil liza, Micropogonias furnieri, Genidens barbus, Odonthestes sp., Brevoortia aurea y Pomatomus saltatrix*. En cuanto a las especies de origen paranoplatensetenemos especies como *Prochilodus lineatus, Lycengraulis grossidens y Parapimelodus valencienis,* mientras que *Cyprinus carpio* es invasora proveniente del Río de la Plata.

Tabla 3. Presencia y ausencia de las especies capturadas durante los 6 muestreos realizados, para ambas artes de pesca (redes de enmalle y pesca eléctrica), clasificadas en sitios y evento de muestreo. A.Ar, Aguas arriba; Int, Intermedio y A.Ab, Aguas abajo. * , especies prioritarias para la conservación (Soutullo et al., 2013).

				Primavera 2021			Verano 2022			Verano 2022			Otoño 2022			Invierno 2022			Primavera 2022		
Orden	**Familia**	**Especie**	**Nombre común**	**A.ab**	**Int**	**A.ar**	**A.ab**	**Int**	**A.ar**	**A.ab**	**Int**	**A.ar**	**A.ab**	**Int**	**A.ar**	**A.ab**	**Int**	**A.ar**	**A.ab**	**Int**	**A.ar**
Clupeiformes	Clupeidae	Platanichthys platana *	Sardina	X	X	X	X		X	X			X			X			X		
		Brevortia aurea	Lacha				X														
		Lycengraulis grossidens *	Anchoita	X																	
Cypriniformes	Cyprinidae	Cyprinus carpio	Carpa				X														
Characiformes	Characidae	Briconamericus iheringii	Mojarra	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X
		Charax stenopterus	Dientudojorobado		X	X			X			X			X				X		X
		Cheirodon interruptus	Mojarra	X	X	X		X	X			X							X	X	X
		Diapoma terofali	Mojarra			X			X			X		X	X		X	X		X	X
		Heterocheirodon yatai	Mojarra			X			X			X			X						X
		Hyphessobrycon luetkenii	Mojarra			X		X	X			X									X
		Hyphessobrycon meridionalis	Mojarra					X	X		X				X						X
		Hyphessobrycon togoi	Mojarra	X	X		X	X	X	X					X	X					
		Oligosarcus jenynsii	Dientudo	X		X	X	X	X	X	X	X	X		X	X		X	X		X
		Oligosarcus oligolepis	Dientudo									X									X
		Psalidodon eigenmanniorum	Mojarra	X	X	X	X	X	X	X	X		X			X	X		X		X
		Psalidodon rutilus	Mojarra	X		X	X		X	X		X	X		X			X	X		X
		Psalidodon stenohalinus	Mojarra							X		X			X						X
		Pseudocorynopoma doriae	Mojarraaletuda					X													
	Crenuchidae	Characidium rachovii	Mariposa		X		X	X	X		X	X								X	X
	Curimatidae	Cyphocharax voga	Sabalito	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X	X		X
		Steindachnerina biornata	Sabalito			X			X			X			X		X	X	X		X
	Prochilodontidae	Prochilodus lineatus *	Sábalo																X		
	Erythrinide	Hoplias argentinensis *	Tararira			X			X	X		X									
Siluriformes	Heptapteridae	Pimelodella australis	Bagreburrito	X	X		X			X			X		X				X		X

		Heptapterus mustelinus	Bagreanguila			X		X	X			X		X	X			X		X	X
		Rhamdia quelen *	Bagrenegro	X			X			X											
	Pimelodidae	Parapimelodus valenciennis *	Bagreporteño	X			X			X											
	Pseudopimelodidae	Microglanis cottoides	Manguruyúdelaspiedras																X	X	
	Ariidae	Genidens barbus *	Mochuelo				X														
	Loricariidae	Ancistrus taunayi *	Viejadeagua			X		X	X						X						X
		Hypostomus commersoni *	Viejadeagua	X		X	X		X	X		X			X			X			X
		Rineloricaria sp. *	Viejadeagua		X	X			X			X			X			X		X	X
	Callichthydae	Corydoras paleatus *	Limpiafondos	X			X			X									X		
Cichliformes	Ciclidae	Crenicichla scottii	Cabezaamarga	X		X			X			X			X						X
		Gymnogeophagus terrapurpura	Castañeta	X		X			X	X	X	X	X	X	X	X			X	X	X
		Gymnogeophagus mekinos	Castañeta		X	X		X	X			X			X					X	X
Mugiliformes	Mugilidae	Mugil liza	Lisa	X			X			X			X			X					
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	Cnesterodon decemmaculatus	Madrecita			X		X		X	X		X	X		X			X	X	X
		Phalloceros caudimaculatus	Madrecita								X									X	X
	Anablepidae	Jenynsia lineata *	Overito	X			X			X			X			X			X		
Atheriniformes	Atherinopsidae	Odonthestes sp. *	Pejerrey	X		X			X			X						X			X
Acanthuriformes	Scianidae	Micropogonias furnieri	Corvina	X			X			X			X								
Perciformes	Pomatomidae	Pomatomus saltatrix	Anchoa										X								

Los análisis multivariados que utilizaron abundancia mostraron agrupamientos de los sitios, tanto para las redes de enmalle (Fig. 4A Y 4B) como para la pesca eléctrica (Fig. 4C Y 4D). En el análisis de componentes principales utilizando pesca eléctrica los sitios sin influencia del Río de la Plata (Aguas arriba e Intermedio) se asociaron a valores positivos del eje 1, mientras que el sitio Aguas abajo (con

influencia del Río de la Plata) se asoció a valores negativos. El eje 1 explicó un 39,1 % de la variación mientras que el eje 2 explicó un 15% (Fig. 4C). Para el sitio Aguas abajo se identifica a *Jenynsia lineata* como la especie más determinante y también a *P. platana* aunque con menos importancia que en las redes de enmalle. Para los sitios menor influencia salina (Aguas arriba y Intermedio) contamos con varias especies determinantes como lo son *Crenicichla scottii, Heptapterus mustelinus, Bryconamericus iheringii, Diapoma terofali* y algunas mojarras del género *Hyphessobrycon*. En cuanto al análisis de clúster (Figura 4) se observó un patrón similar. Para las redes de enmalle el componente principal 1 del PCA explicó el 62,7% de la variación mientras que el componente principal 2 explicó el 16,5%. El sitio Aguas arriba se asoció positivamente al eje 1 mientras que el sitio Aguas abajo se ubicó en valores negativos. Se destaca la influencia de la especie *Platanichthys platana*, asociada negativamente al eje 1, que fue la especie más abundante en el sitio Aguas abajo, en gran contraste con el sitio Aguas arriba donde casi no se capturó. Por otro lado, para el sitio Aguas arriba tenemos especies características como *Cyphocharax voga, Steindachnerina biornata y Bryconamericus iheringii* (Fig. 3B). En concordancia se encontraron diferencias entre los sitios, tanto para las redes (abundancia, ANOSIM: R=0,83 y p=0,002; biomasa, ANOSIM: R=0,84 y p=0,002) como para la pesca eléctrica (abundancia, ANOSIM: R=0,66 y p=0,002; biomasa, ANOSIM: R=0,60 y p=0,001). En cuanto a la diversidad (índice de Shannon), se encontraron diferencias significativas entre sitios para las redes (T-test: t=6,32 y $p<$ 0,001), siendo los valores del indice de Shannon mayores en el sitio Aguas arriba (2,04 promedio contra 0,99 promedio de Aguas abajo), mientras que la pesca eléctrica no mostró diferencias (ANOVA: F: 0,22 y p: 0,81) entre los sitios (Aguas abajo 1,14; Aguas arriba 1,14 e Intermedio 1,12). La pesca eléctrica tampoco tuvo diferencias significativas entre sitios para abundancia (ANOVA: F: 0,33 y p: 0,72) (Figura 6A) y riqueza de especies (ANOVA: F: 1,3 y p: 0,3) (Figura 6B) pero si se encontraron diferencias significativas para la biomasa, específicamente entre los sitios de Aguas arriba y Aguas abajo (ANOVA: F: 11,95 y p: 0,0008) (Figura 7C).

Las curvas de acumulación de especies para las redes de enmalle mostraron un patrón asintótico, siendo menos pronunciado en el sitio Aguas abajo (Fig. 5A) que en el sitio Aguas arriba (Fig. 5B). En el sitio con mayor estabilidad ambiental, Aguas arriba, se alcanza una meseta de riqueza de

especies y con una cantidad menor de muestras necesarios para colectar todas las especies teóricas del arroyo. Por otro lado, el sitio de Aguas abajo muestra un constante crecimiento en el número de especies y por ende se necesitaría un mayor número de muestras para colectar el total teórico de las especies presentes en el sitio. Se estima que en el sitio de Aguas abajo cuenta con un total de 38 especies teóricas de las cuales 30 fueron capturadas con las redes de enmalle. Por otro lado, en el sitio de Aguas arriba, se estima que hay unas 30 especies teóricas de las cuales fueron capturadas 27 utilizando redes de enmalle.

Al analizar la variación espacial utilizando redes de enmalle, la abundancia fue mayor, estadísticamente, en el sitio Aguas abajo en el muestreo de invierno 2022 (ANOVA: *F*: 11,41 y *p*: 0,028), mientras que en el resto de los muestreos no se observaron diferencias significativas entre los sitios (Figura 6A). Para la biomasa, el único muestreo en el que se observó una diferencia estadísticamente significativa fue en el segundo muestreo de verano 2022 (ANOVA: *F*: 8,67 y *p*: 0,042), donde la biomasa fue mayor en el sitio de Aguas arriba (Figura 6B). La riqueza de especies por muestreo solo presento diferencias significativas en el muestreo 6, donde fue mayor en el sitio de Aguas arriba (ANOVA: *F*: 9,8 y *p*: 0,035) (Figura 5C).

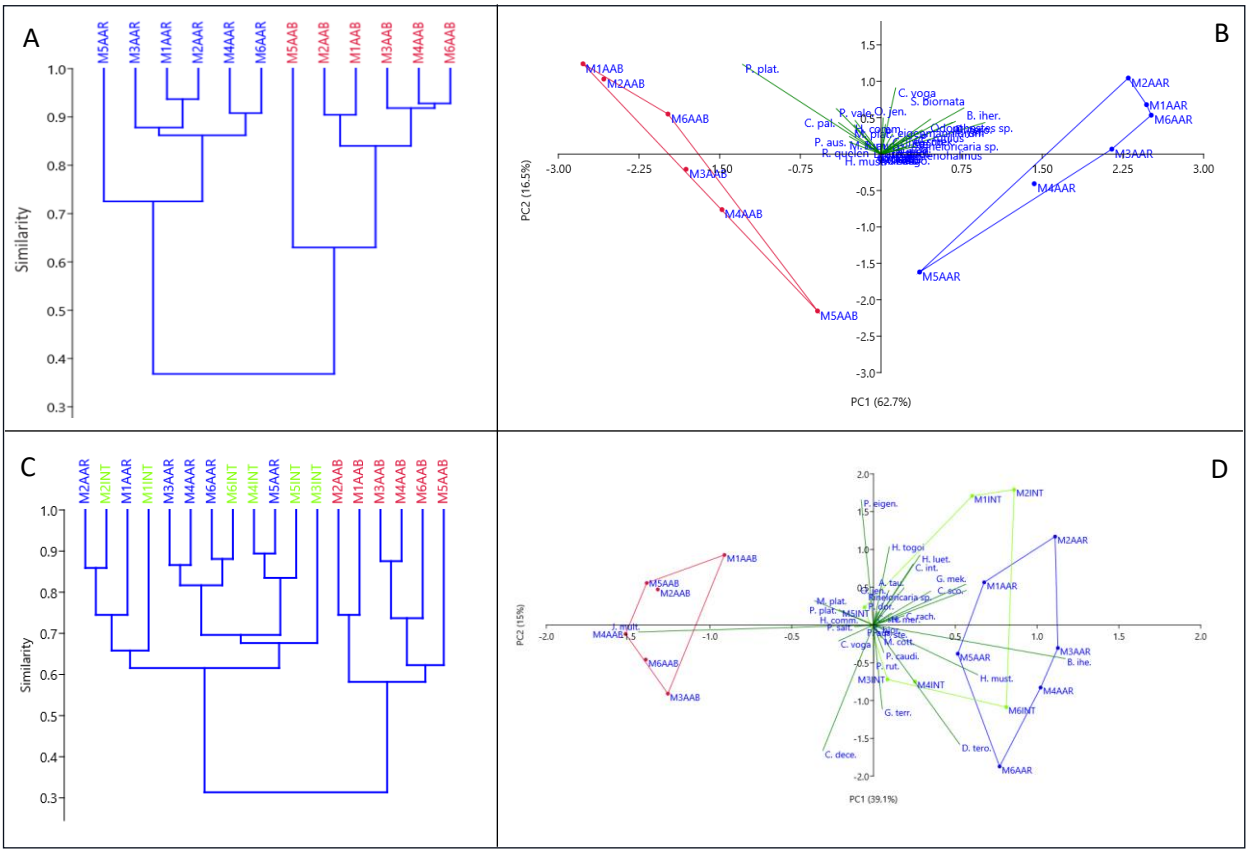
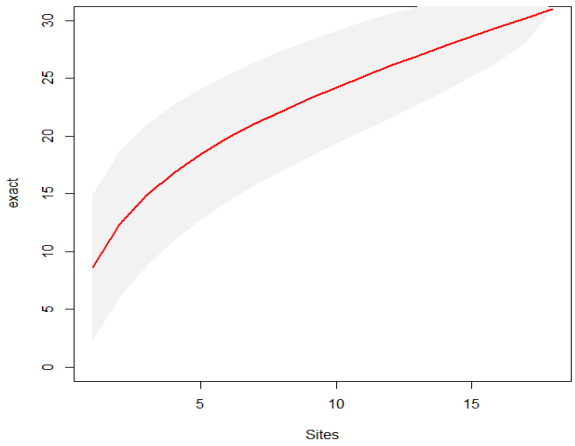
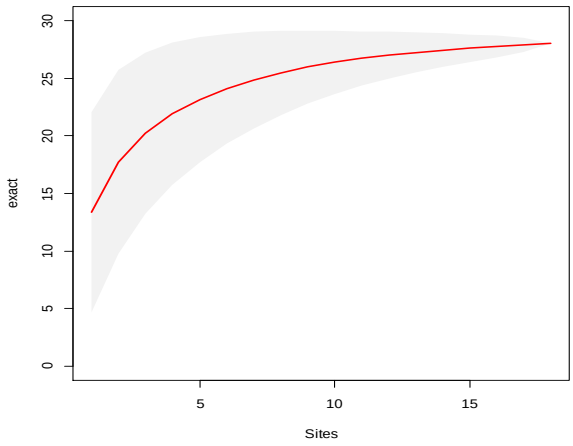


Figura 4. Análisis de clúster clásico (usando distancia de Morisita) y componentes principales utilizando la abundancia de peces colectadas en cada muestreo en los sitios de estudio usando redes de enmalle (A y B) y pesca eléctrica (C y D). AAR, sitio Aguas arriba (color azul), Int, Intermedio (color verde) y AAB Aguas abajo (color rojo). M1 (primavera 2021); M2 (verano 2021/2022); M3 (verano 2021/2022); M4 (otoño 2022); M5 (invierno 2022) y M6 (primavera 2022).

A





B

Figura 5. Curvas de acumulación de especies colectadas durante el período primavera 2021 a primavera 2022, en el Arroyo Solís Chico, sitios Aguas abajo (A) y Aguas arriba (B) utilizando redes de enmalle.

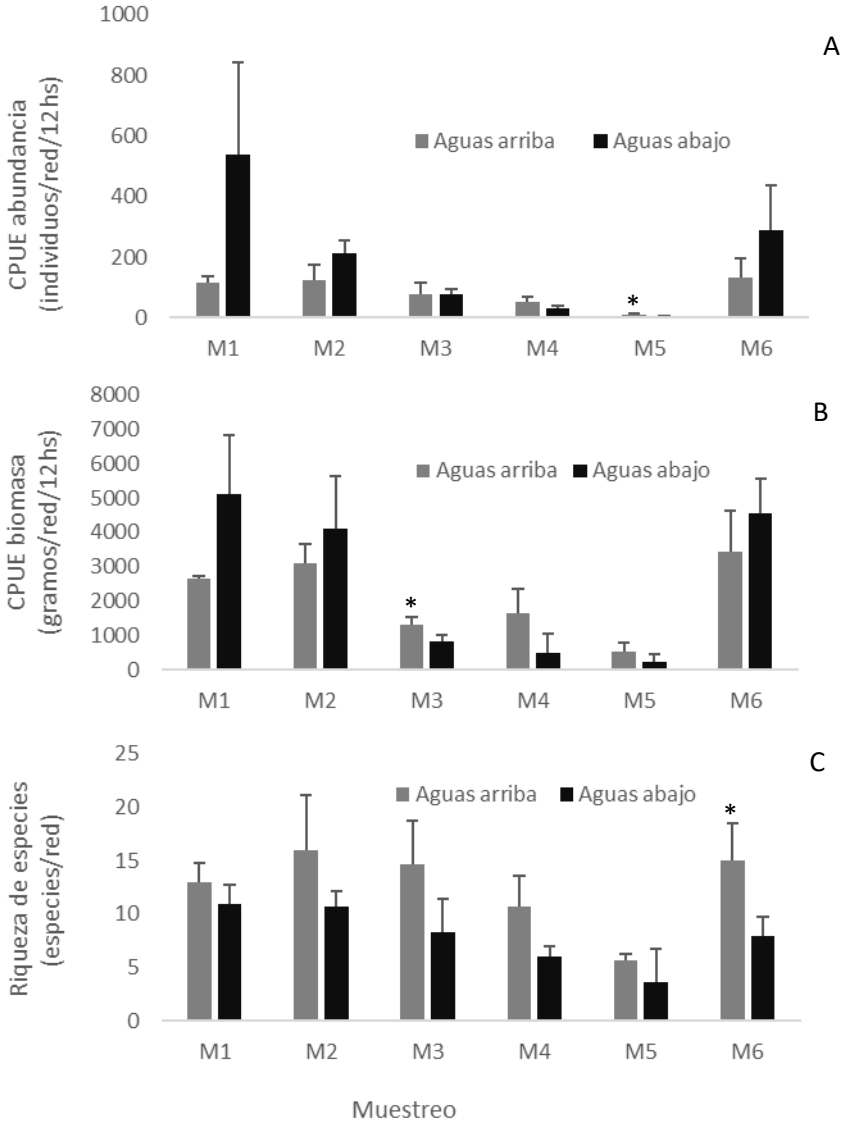


Figura 6. Gráfico de barras representando la CPUE de abundancia para cada sitio y muestreo utilizando redes de enmalle (A), CPUE de biomasa para cada sitio y muestreo (B) y riqueza de especies para cada sitio y muestreo (C); *, diferencias estadísticamente significativas entre sitios.

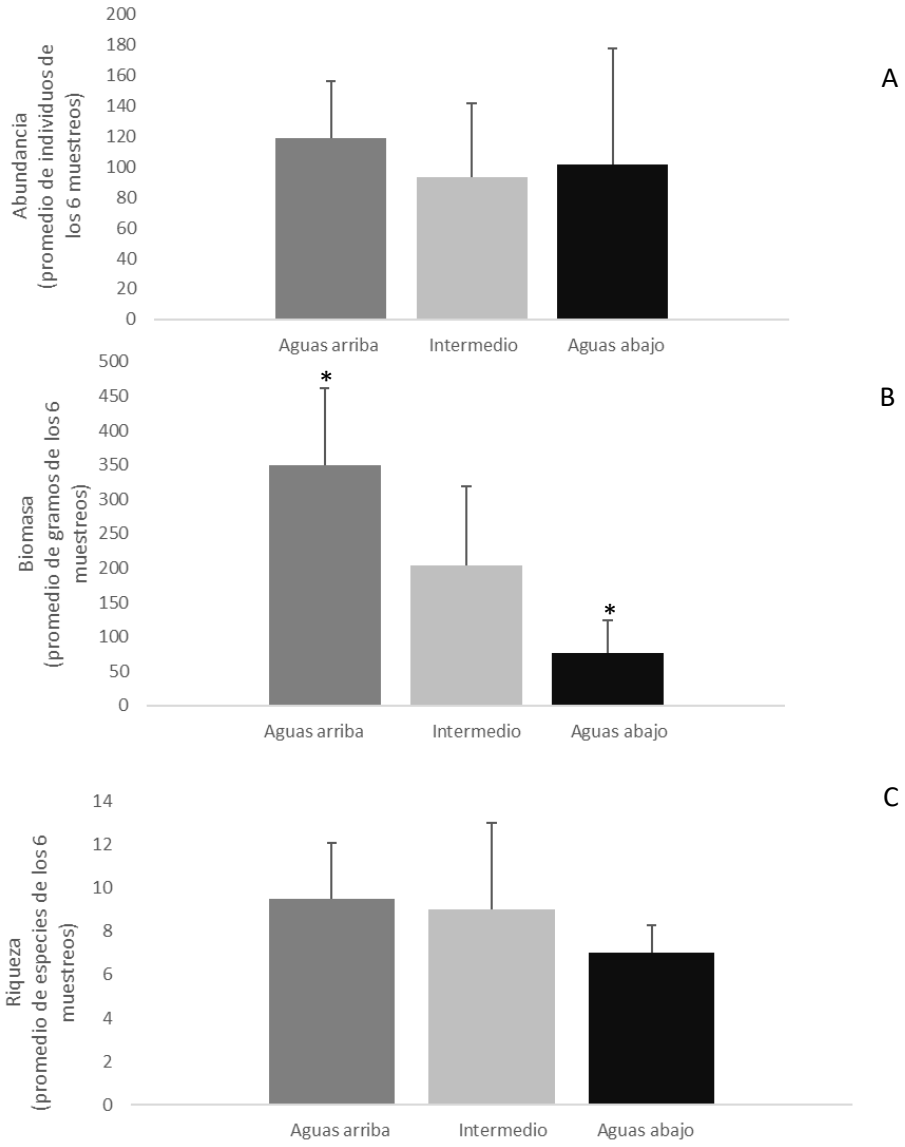


Figura 7. Gráfico de barras representando el promedio de la abundancia para cada sitio utilizando Pesca eléctrica (A), promedio de la biomasa para cada sitio (B) y promedio de riqueza de especies para cada sitio (C); *, diferencias estadísticamente significativas.

Discusión

Durante este trabajo se estudió la variación espacial de las comunidades de peces que habitan en varios tramos del A° Solís Chico. Asimismo, se analizaron los principales parámetros

fisicoquímicos; particularmente se argumenta que la fluctuación de la conductividad podría ser uno de los principales factores determinantes. Es importante mencionar que existe poca información de las comunidades de peces que habitan los sub-estuarios que desembocan en el Río de la Plata. La información existente proviene de estudios desarrollados en sitios cercanos a la desembocadura (Stebniki, 2014; Plavan et al., 2016). Las comunidades de este sub-estuario suele variar en su abundancia estacionalmente y esta compuesta por peces eurihalinos y de importancia comercial para las pesquerías, así como también cuenta con especies en etapas tempranas de su desarrollo, esto era de esperarse ya que se había evidenciado este mismo patrón en otros estudios como es el caso de Plavan et al., 2016.

El sitio más cercano a la desembocadura está influenciado por el Río de la Plata, incorporando la presencia de especies de origen marino como *Brevoortia aurea, Micropogonias furnieri, Genidens barbus, Odonthestes sp, Pomatomus saltatrix.* También se observó la presencia de especies de origen Paranoplatense con tolerancia a rangos bajos de salinidad como por ejemplo *P. valenciennis, L. grossidens (García et al., 2010), P. lineatus* (Avigliano etal., 2017) *y C. carpio* (Iffat et al., 2020; Mangat & Hundal 2014). Es importante resaltar la captura de *P. lineatus*, especie migradora de importancia comercial y una de las especies de agua dulce más abundantes y comercializadas (Baigún et al., 2008). Por otro lado, otra captura importante fue la de *C. carpio*, especie exótica invasora presente en el Río de la Plata y cuya presencia es de importancia ya que en caso de desarrollar poblaciones numerosas podrían tener un impacto negativo en la comunidad debido a que afecta a los ecosistemas y comunidades (Breukelaar et al., 1994; Morgan and Hicks, 2013). El sitio con mayor variabilidad ambiental (más cercano a la desembocadura) posee una comunidad de peces caracterizada por tener un mayor número de especies con tolerancia a niveles variables de salinidad y con una dominancia marcada por una sola especie, *Platanicthys platana* (Silva, 2022). Por otro lado, también es el sitio que posee una mayor riqueza de especies, habiendo acumulado a lo largo de todos los muestreos un total de 33 especies mientras que el sitio alejado a la desembocadura acumulo 29 especies, y el sitio Intermedio tuvo un total acumulado de 22 especies, aunque solo conto con un arte de pesca (Pesca eléctrica).

Se capturaron larvas y juveniles de peces en el sitio cercano a la desembocadura, siendo este el único sitio en el que se registró la presencia de este tipo de individuos. Uno de los casos de mayor relevancia, fue la captura con pesca eléctrica de juveniles de *Pomatomus saltatrix*, especie de importancia comercial en la zona (Silvano & Begossi 2005). Por otro lado, el pejerrey (*Odonthestes* sp.), de origen marino, fue colectado tanto en el sitio cercano como en el lejano a la desembocadura. La explicación a su presencia en el sitio lejano a la desembocadura puede remontarse tiempo atrás, en la cual el pejerrey puede haber colonizado sitios de agua dulce debido a los cambios en el nivel mar y haberse adaptado para llevar a cabo sus ciclos vitales en un ambiente distinto al de su origen (Sunnucks & Briscoe 2002). Otra explicación podría ser que se trate de dos especies diferentes, una de agua dulce (por ej. *Odontesthes retropinnis* u *O. humensis*) y la otra de agua salada (por ej. *Odontesthes argentinensis*).

Si bien los sitios no mostraron diferencias estadísticamente significativas a nivel fisicoquímico; es importante resaltar los rangos de variación de los parámetros, particularmente la conductividad, un proxi de la salinidad. El sitio que tiene una mayor influencia del Río de la Plata tuvo una variación en la conductividad mayor a la de los sitios alejados de la desembocadura; esto puede ser la clave para entender las diferencias a nivel comunitario, ya que deja en evidencia la inestabilidad o variabilidad fisicoquímica del ambiente. En épocas de sequía y cuando el viento viene desde el mar, el agua salada alcanza zonas alejadas de la desembocadura y eleva los niveles de conductividad del arroyo. Si bien estos eventos son puntuales y no suelen mantenerse por un periodo de tiempo prolongado, alcanza para moldear las comunidades de peces ya que estas responden a una ventana temporal mayor que los cambios en los parámetros fisicoquímicos. Es importante mencionar que este trabajo se desarrolló durante un período histórico de sequía (Barreiro & Renom 2023). Otro punto a considerar es el desarrollo de una obra de ingeniería civil en el punto Intermedio, que afectó de manera morfológica y fisicoquímica y, por consiguiente, biológica al sitio en concreto en el periodo en que se llevó a cabo la misma. Una vez terminada la obra, el sitio mostró señales de recuperación a nivel comunitario, con un aumento de la riqueza de especies, así como de la abundancia y biomasa de peces.

El sitio de Aguas abajo fue el que conto con una mayor riqueza de especies acumuladas a lo largo de todos los muestreos, sumando ambas artes de pesca. Otra especie característica del sitio cercano a la desembocadura fue *Platanichthys platana,* que fue clara dominante a nivel de abundancia en las redes de enmalle, a diferencia de la pesca eléctrica donde la dominante fue *J. lineata*. La dominancia de *P. platana* y *J. lineata* puede deberse a que tanto *P. platana* (Silva, 2022), como *J.lineata* (Ringuelet et al., 1967) son especies eurihalinas, es decir, que puede vivir en ambientes en los que los niveles de salinidad en el agua son variables. En el caso de *P. platana* al ser una especie planctivora y especialista, es probable que no tenga competidores por alimento. Su extremadamente baja abundancia en los demás sitios puede deberse a que esta especie puede no ser una buena competidora por hábitats o alimento. Cumple un rol importante en las tramas tróficas por tratarse de un pez planctívoro (Aguiaro et al., 2003); canalizando la productividad primaria pelágica hacia niveles superiores. En latitudes cercanas a las del presente estudio, *P. platana* mostró un pico reproductivo durante otoño e invierno, aunque se encontraron individuos maduros durante todo el año (Lopes et al., 2017). La gran dominancia de *P. platana* en el sitio Aguas abajo cercano a la desembocadura, utilizando redes de enmalle, podría explicar por qué a pesar de contener una mayor riqueza de especies, mostró valores de biodiversidad de Shannon menores que el sitio Aguas arriba, más alejado. Esto se debe principalmente a que este índice toma riqueza de especies y equitatividad dentro de la comunidad para calcular la biodiversidad.

En cuanto a las curvas de acumulación de especies utilizando redes de enmalle, el sitio más inestable no logró alcanzar una meseta en el número de especies totales teóricas, a diferencia del sitio más estable. Esto puede deberse a que, la conexión con el Río de la Plata permite el ingreso de nuevas especies al arroyo por lo que se necesitaría de mayor cantidad de muestreos para lograr el total teórico. En contraste, el sitio alejado a la desembocadura que tiene limitada conexión es esperable que además de tener menor cantidad de especies acumuladas a lo largo de todos los muestreos, se las colecte todas en una menor cantidad de muestreos, como indican los resultados.

Otro aspecto para mencionar es la similitud estadística para la abundancia, diversidad y riqueza de especies entre los sitios, cuando se utilizó pesca eléctrica. Si bien el test ANOVA no muestra diferencias, hay una tendencia por parte del sitio Aguas arriba sobre el sitio de Aguas abajo a

tener valores más elevados en las categorías mencionadas anteriormente, esto puede deberse a que no se implementaron las réplicas dentro de cada muestreo para este arte de pesca, a diferencia de las redes de enmalle en las cuales si se realizaron réplicas.

Es importante remarcar la diferencia de riqueza de especies entre los sitios, dependiendo de la ventana temporal en la cual de analiza a la misma. Si estudiamos la cantidad de especies por sitio y muestreo tendremos como resultado una tendencia por parte del sitio más estable (Aguas arriba) a tener mayor riqueza de especies que el sitio más variable o inestable (Aguas abajo). En contraste, cuando tomamos una ventana temporal más amplia, incluyendo el total de los muestreos, el sitio Aguas abajo es donde se colectó una mayor cantidad de especies. Esto puede deberse a que el sitio Aguas abajo tiene un constante recambio de un gran número de especies, incluyendo nuevas especies muestreo a muestreo, pero con un bajo número de especies relativas por muestreo. En cambio, el sitio Aguas arriba parece mantener un número constante de especies y que suele estar compuesto por las mismas muestreo a muestreo.

Conclusiones y perspectivas

En este estudio se evidenció que la salinidad es un claro modulador de la comunidad de peces y es necesario estudiarlos en conjunto y de manera integral para poder entender el funcionamiento y la dinámica de esta.

Algunos abordajes a futuro podrían incluir el estudio más en profundidad de la comunidad de peces como podría ser a través análisis de la diversidad de tallas dentro de las comunidades de los distintos sitios. También se podría profundizar desde el punto de vista trófico, analizando contenidos estomacales y realizando estudios con isótopos estables, para lograr entender de manera más completa las dinámicas de las comunidades estudiadas. Un ejemplo podría ser el estudio de la dieta de *P. platana,* especie planctivora especialista, y ver si efectivamente se esta alimentando de plancton, ya que esta especie es la dominante en el sitio Aguas abajo.

Durante los muestreos se detectó la presencia de un ejemplar de *Cyprinus carpio* (carpa común), especie exótica con carácter invasor, en el sitio Aguas Abajo. Sería recomendable continuar el monitoreo de este sistema en el contexto del trasvase entre cuencas que realiza OSE. También profundizar en otros sistemas acuáticos que desaguan al Río de la Plata ya que estos sitios podrían estar siendo utilizados como sitio reproductivo por dicha especie.

En cuanto al diseño de muestreo, sería conveniente realizar la pesca eléctrica bajo un sistema de réplicas y así lograr un análisis estadístico más exacto.

Referencias Bibliográficas

Aguiaro, T., Castelo Branco, C. W., Verani, J. R., & Caramaschi, É. P. (2003). Diet of the clupeid fish Platanichthys platana (Regan, 1917) in two different Brazilian coastal lagoons. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, *46*, 215-222.

Avigliano, E., Pisonero, J., Dománico, A., Sánchez, S., & Volpedo, A. V. (2017). Migration and brackish environment use of Prochilodus lineatus (Characiformes: Prochilodontidae) inferred by Sr: Ca ratio transects of otolith. *Neotropical Ichthyology*, *15*.

Baigún, C. R., Puig, A., Minotti, P. G., Kandus, P., Quintana, R., Vicari, R., ... & Nestler, J. A. (2008). Resource use in the Parana River Delta (Argentina): moving away from an ecohydrological approach?. *Ecohydrology & Hydrobiology*, *8*(2-4), 245-262.

Barreiro M, Renom M. 2023. Sequía 2020-2023 Análisis y perspectivas para el Suroeste de Uruguay. Instituto de Física, Facultad de Ciencia

Beesley, L. (2006). Environmental stability: its role in structuring fish communities and life history strategies in the Fortescue River, Western Australia. University of Western Australia.

Beesley, L. S., & Prince, J. (2010). Fish community structure in an intermittent river: the importance of environmental stability, landscape factors and within-pool habitat descriptors. *Marine and Freshwater Research*, *61*(5), 605-614.

Blaber, S. J. M., & Barletta, M. (2016). A review of estuarine fish research in South America: what has been achieved and what is the future for sustainability and conservation?. Journal of Fish Biology, 89(1), 537-568.

BLANCO, A. Evaluación estratégica ambiental y desarrollo metodológico destinada a la gestión sostenible de la fuente de agua potable :Cuenca del A. Solís Chico como fuente alternativa para el abastecimiento de agua potable. Tesis de maestría, Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias, 2003.

Borthagaray, A. I., Teixeira-de Mello, F., Tesitore, G., Ortiz, E., Illarze, M., Pinelli, V., ... & Arim, M. (2020). Community isolation drives lower fish biomass and species richness, but higher functional evenness, in a river metacommunity. *Freshwater Biology*, *65*(12), 2081-2095.

Breukelaar, A. W., Lammens, E. H., Breteler, J. G. K., & Tatrai, I. (1994). Effects of benthivorous bream (Abramis brama) and carp (Cyprinus carpio) on sediment resuspension and concentrations of nutrients and chlorophyll a. Freshwater Biology, 32(1), 113-121.

Cayssials, R., Hernández, J., Cantón, V., Fernández, V., Laborde, J.L. and Collazo, D., 2000. Caracterización del medio físico. In: J.L. LABORDE, A. PERDOMO and M. GÓMEZ-ERACHE, eds. Diagnóstico ambiental y sociodemográfico de la zona costera uruguaya del Río de la Plata. Montevideo: ECOPLATA, pp. 14-73.

CEN 14757. (2005). Water quality – sampling of fish with multi-mesh gillnets.European Standard. European Committee for Standardization Ref. No. EN 14757:2005.

Connell, J. (1978) Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199, 1302–1310

Cousseau, M.B.; Perrotta, R.G. 2013. Peces marinos de Argentina : biología, distribución, pesca. 4a. ed. Mar del Plata : Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero INIDEP. 193 p.

De Paula Costa, M. D., Magris, R. A., Muelbert, J. H., Vieira, J. P., Castello, J. P., Copertino, M. S., & Possingham, H. P. (2022). Spatial zoning to conserve fish species with complex life cycles in estuaries. Ocean & Coastal Management, 221, 106115.

Garcia, M. L., Jaureguizar, A. J., & Protogino, L. C. (2010). From fresh water to the slope: fish community ecology in the Río de la Plata and the sea beyond.

González-Bergonzoni, I., Jeppesen, E., Vidal, N., Teixeira-de Mello, F., Goyenola, G., López-Rodríguez, A., & Meerhoff, M. (2016). Potential drivers of seasonal shifts in fish omnivory in a subtropical stream. *Hydrobiologia*, *768*, 183-196.

Griffiths, S. P. (2001). Factors influencing fish composition in an Australian intermittently open estuary. Is stability salinity-dependent?. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 52(6), 739-751.

Grime, J.P. (1973) Competitive exclusion in herbaceous vegetation. Nature 242, 344–347

Grimm, A.M., Ferraz, S.E. & Gomes, J. (1998). Precipitation anomalies in southern Brazil associated with El Niño and La Niña events. Journal of Climate, 11(11), 2863–2880. https://doi.org/10.1175/1520-0442(1998)011<2863:PAISBA>2.0.CO;2

Horwitz, R. J. (1978). Temporal variability patterns and the distributional patterns of stream fishes. *Ecological monographs*, *48*(3), 307-321.

Iffat, J., Tiwari, V. K., Verma, A. K., & Pavan-Kumar, A. (2020). Effect of different salinities on breeding and larval development of common carp, Cyprinus carpio (Linnaeus, 1758) in inland saline groundwater. *Aquaculture*, *518*, 734658.

Jaureguizar, A., Menni, R., Guerrero, R. & Lasta, C.A. (2004). Environmental factors structuring fish communities of the Río de la Plata estuary. Fisheries Research, 66(2–3), 195–211. https://doi.org/10.1016/S0165- 7836(03)00200-5

Jiménez-Valverde, A., & Hortal, J. (2003). Las curvas de acumulación de especies y la necesidad de evaluar la calidad de los inventarios biológicos. *Revista ibérica de aracnología*, *8*, 151-161.

Karlsson, I. B., Sonnenborg, T. O., Jensen, K. H., & Refsgaard, J. C. (2014). Historical trends in precipitation and stream discharge at the Skjern River catchment, Denmark. Hydrology and Earth System Sciences, 18(2), 595-610.

Kristensen E., Baattrup-Pedersen A., & Andersen H. (2011). Prediction of stream fish assemblages from land use characteristics: implications for cost-effective design of monitoring programmes. Environmental Monitoring and Assessment, 1-14.

Kushlan, J. A. (1976). Environmental stability and fish community diversity. *Ecology*, *57*(4), 821-825.

L. B., Sunnucks, P., & Briscoe, D. A. (2002). A rapid fish radiation associated with the last sea-level changes in southern Brazil: the silverside Odontesthes perugiae complex. Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences, 269(1486), 65-73.

Lange, X., Klingbeil, K., & Burchard, H. (2020). Inversions of estuarine circulation are frequent in a weakly tidal estuary with variable wind forcing and seaward salinity fluctuations. Journal of Geophysical Research: Oceans, 125(9), e2019JC015789.

Levinton, J., Doall, M., Ralston, D., Starke, A., & Allam, B. (2011). Climate change, precipitation and impacts on an estuarine refuge from disease. PLoS One, 6(4), e18849.

Lopes, C. A., Reynalte-Tataje, D. A., & Nuñer, A. P. O. (2017). Reproductive dynamics of Lycengraulis grossidens (Clupeiformes: Engraulidae) and Platanichthys platana (Clupeiformes: Clupeidae) in a subtropical coastal lagoon. *Brazilian Journal of Biology*, *78*, 477-486.
Mangat, H. K., & Hundal, S. S. (2014). Salinity tolerance of laboratory reared fingerlings of common carp, Cyprinus carpio (Linn.) during different seasons. *Int. J. Adv. Res*, *2*(11), 491-496.

Loureiro Barrella, M., González-Bergonzoni, I., & Teixeira de Mello, F. (2023). Peces de agua dulce de Uruguay.

Meccia, V. L., Simionato, C. G., & Guerrero, R. A. (2013). The Rio de la Plata estuary response to wind variability in synoptic timescale: salinity fields and salt wedge structure. Journal of Coastal Research, 29(1), 61-77.

Mianzan, H., Lasta, C., Acha, E., Guerrero, R., Macchi, G., & Bremec, C. (2001). The Río de la Plata estuary, Argentina-Uruguay. Coastal marine ecosystems of Latin America, 185-204.

Morgan, D. K., & Hicks, B. J. 2013. A metabolic theory of ecology applied to temperature and mass dependence of N and P excretion by common carp. Hydrobiologia, 705(1), 135-145.

Penczak, T., Gomes, L. C., Bini, L. M., & Agostinho, A. A. (1998). The importance of qualitative inventory sampling using electric fishing and nets in a large, tropical river (Brazil). Hydrobiologia, 389(1), 89-100.

Plavan, A. A., Gurdek, R., Muñoz, N., Gutiérrez, J. M., Spósito, M., Correa, P., & Caride, A. (2016). Seasonal composition, abundance and biomass of the subestuarine fish assemblage in Solís Chico (Río de la Plata estuary, Uruguay). Brazilian Journal of Biology, 77, 622-631.

Pisciottano, G., Diaz, A., Cazes, G. & Mechoso, C.R. (1994). El Nino Southern Oscillation impact on rainfall in Uruguay. Journal of Climate,7(8), 1286–1302. https://doi.org/10.1175/1520-0442(1994)007<1286:ENSOIO>2.0.CO;2

Rahel, F. J., & Hubert, W. A. (1991). Fish assemblages and habitat gradients in a Rocky Mountain–Great Plains stream: biotic zonation and additive patterns of community change. *Transactions of the American Fisheries Society*, *120*(3), 319-332.

Ringuelet,R.A.,deAramburu,A.A.&Aramburu,R.H.(1967).LosPecesArgentinosdeAgua Dulce.LaPlata:Ed.ComisióndeinvestigaciónCientífica.

Sampaio, L. A. (2006). Production of" pejerrey" Odontesthes argentinensis fingerlings: A review of current techniques. Biocell, 30(1), 121-123.

Schroeder, W. W., Dinnel, S. P., & Wiseman, W. J. (1990). Salinity stratification in a river-dominated estuary. Estuaries, 13(2), 145-154

Serra, Sebastián; Bessonart, José; Teixeira de Mello, Franco; Duarte, Alejandro; Malabarba, Luiz y Loureiro, Marcelo. (2014). Peces del Río Negro. Montevideo, MGAP-DINARA, 208 p.

Shannon CE, Weaver W (1949) The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. Urbana, IL, EEUU. 144 pp.

Silva, A. B. D. (2022). *Redescrição de Platanichthys platana (Regan, 1917)(Clupeiformes, Clupeidae) com comentários sobre a distribuição geográfica* (Doctoral dissertation, Universidade Estadual de Maringá. Departamento de Biologia. Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais).

Silvano, R. A., & Begossi, A. (2005). Local knowledge on a cosmopolitan fish: ethnoecology of Pomatomus saltatrix (Pomatomidae) in Brazil and Australia. *Fisheries Research*, *71*(1), 43-59.

Soutullo A, C Clavijo & JA Martínez-Lanfranco (eds.). 2013. Especies prioritarias para la conservación en Uruguay. Vertebrados, moluscos continentales y plantas vasculares. SNAP/DINAMA/MVOTMA y DICYT/ MEC, Montevideo. 222 pp.

Stebniki Cristobo, S. (2014). Hábitos tróficos de cuatro especies de peces en los estuarios Pando, Solis Chico y Solis Grande (Dpto. de Canelones, Uruguay).

Whitehead, P. J. (1985). *FAO Species Catalogue. Vol. 7. Clupeoid Fishes of the World (Suborder Clupeoide): An Annotated and Illustrated Catalogue of the Herrings, Sardines, Pilchards, Sprats, Shads, Anchovies and Wolf-herrings*. FAO.

Whitfield, A. K. (1999). Ichthyofaunal assemblages in estuaries: a South African case study. Reviews in fish biology and fisheries, 9, 151-186.