

Los invertebrados y la calidad del hábitat como indicadores de la condición biológica de la costa del Río de la Plata, Argentina

LAURA C. ARMENDÁRIZ^{1,3,4,✉}; EUGENIA S. AMBROSIO³; FERNANDO G. SPACCESI^{1,2,3}
& ALBERTO RODRIGUES CAPÍTULO^{1,2,3}

¹Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet" (CONICET-UNLP). La Plata, Argentina. ²Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). ³Facultad de Ciencias Naturales y Museo, UNLP. ⁴Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, Argentina (CIC).

RESUMEN. Los estuarios son ecosistemas productivos que proporcionan bienes y servicios ecosistémicos, aunque el desarrollo humano provoca tensiones que deterioran la calidad de sus aguas. El Río de la Plata presenta relevancia geográfica y socioeconómica, además de áreas importantes en cuanto a la conservación de la biodiversidad. El objetivo de este estudio fue analizar algunas características estructurales y funcionales del ensamble de meso y macroinvertebrados a lo largo de 155 km del intermareal dulceacuícola, aplicando análisis multivariados y comparando los sitios de muestreo sujetos a diferentes tipos de perturbaciones antropogénicas. Se identificaron 58 taxones cuya abundancia total varió entre 570 y 345000 individuos/m². Los valores más altos de riqueza, diversidad estructural y funcional, y porcentajes de taxones sensibles se registraron en áreas recreativas que presentan zonas costeras vegetadas, alto grado de conectividad y estado natural de los hábitats ribereños. El análisis multivariado ordenó a los sitios de muestreo a lo largo de un gradiente de turbidez-conductividad, y a otro de eutrofización-contaminación. El análisis de conglomerados reveló los siguientes grupos: 1) sitios poco impactados de áreas protegidas y recreativas, 2) sitios con impacto antropogénico y descargas domésticas, 3) sitios altamente impactados por descargas industriales y cloacales, y 4) sitios ubicados en proximidad al frente de máxima turbidez. Estos resultados demuestran que las características del hábitat y del agua determinan los ensambles de invertebrados. Los descriptores estructurales y funcionales analizados pueden actuar de manera confiable en la evaluación de la calidad ecológica y la integridad biótica del sector intermareal rioplatense argentino.

[Palabras clave: bioindicadores, estuarios, calidad del agua, zoobentos, América del Sur]

ABSTRACT. Invertebrates and habitat quality as indicators of the biological condition of the coast of the Río de la Plata river, Argentina. Estuaries are productive ecosystems that provide ecosystem goods and services, although human development causes stresses that deteriorate the quality of their waters. The Río de la Plata river presents geographic and socioeconomic relevance, besides areas of importance in the conservation of biodiversity. The objective of this study was to analyze some of the structural and functional characteristics of the meso and macroinvertebrate assemblage along 155 km of the freshwater intertidal zone, applying multivariate analysis and comparing the sampling sites subject to different types of anthropogenic disturbances. Fifty-eight taxa were identified whose total abundance ranged from 570 to 345000 individuals/m². The highest values of richness, structural and functional diversity, and percentages of sensitive taxa were recorded in recreational areas that have vegetated coasts, a high degree of connectivity and a natural state of riparian habitats. The multivariate analysis organized the sampling sites along a turbidity-conductivity gradient and a eutrophication-contamination gradient. The cluster analysis revealed the following groups: 1) sites with little impact of protected and recreational areas, 2) sites with anthropogenic impact and domestic discharges, 3) sites highly impacted by industrial and sewage discharges, and 4) sites located close to the front of maximum turbidity. These results showed that the characteristics of the habitat and the water determine the assemblages of invertebrates. The structural and functional descriptors analyzed can act reliably in the evaluation of the ecological quality and the biotic integrity of the Argentinian intertidal sector of the river.

[Keywords: bioindicators, estuaries, water quality, zoobenthos, South America]

INTRODUCCIÓN

Los estuarios, como zonas intermedias de transición entre los sistemas marinos y de agua dulce, abarcan una amplia variedad de ambientes y constituyen ecosistemas de alta productividad que proporcionan bienes y servicios ecosistémicos. Son ecosistemas de gran importancia por sus valores estéticos y recreativos, por la provisión de recursos alimenticios, por sus influencias en la productividad primaria y secundaria, y también por el transporte y transformación de nutrientes, sedimentos y contaminantes (Gómez et al. 2009).

Cerca de la mitad de la población mundial reside en cuencas hidrográficas estuarinas, y este porcentaje está en continuo crecimiento. El desarrollo humano en las cuencas fluviales costeras ha aumentado de forma considerable la carga de nutrientes, de materia orgánica y sedimentos, la presión de la pesca, la introducción de especies no autóctonas y otras tensiones antropogénicas, lo cual provoca el deterioro de la calidad del agua, la pérdida de hábitats, de recursos productivos y de las condiciones ecológicas y económicas de las zonas costeras (Adams 2005). Además, la integridad física del hábitat se ve afectada por la acción humana a través de construcciones en el litoral, dragados, alteración del régimen hidrológico de los humedales costeros que modifican la morfología ribereña e interfieren con los procesos naturales de la dinámica costera (FREPLATA 2005).

El efecto acumulativo que genera la acción antrópica sobre los ecosistemas acuáticos, en especial los sistemas litorales, puede alterar el establecimiento y la supervivencia de diversas especies en diferentes niveles de la red trófica a través de una cascada de interacciones. Los macroinvertebrados bentónicos cumplen un rol fundamental en la estructura y la función de los sistemas lóticos, dado que actúan como intermediarios de la trama trófica y son un nexo entre los productores primarios y el detrito orgánico, y los compartimentos superiores (consumidores secundarios). Por otra parte, se han usado de manera creciente para monitorear los cambios físicos y químicos en la calidad del agua que producen las actividades humanas, empleando descriptores estructurales y funcionales del complejo bentónico, y adaptando índices bióticos basados en la sensibilidad y tolerancia de los organismos (Resh et al. 1995; Wright et al. 1995; Barbour et al. 1999; entre otros).

El Río de la Plata es un extenso sistema microtidal templado, poco profundo, ubicado en la costa atlántica sureste de América del Sur, entre la Argentina y Uruguay. Este sistema es uno de los ambientes estuarinos más importantes de Sudamérica y representa una de las principales rutas de navegación y el mayor proveedor de agua potable en términos de población humana que abastece a más de 15 millones de habitantes (INDEC 2011). Dada su relevancia geográfica y socioeconómica, este humedal ha sido utilizado para fines diversos, tales como actividades recreativas y de navegación, provisión de agua potable y recepción de residuos de efluentes industriales, domésticos y escurrientías agrícolas, que afectan la calidad de sus aguas. A su vez, también presenta zonas declaradas reservas naturales y áreas protegidas de importancia en la conservación de la biodiversidad (Canevari et al. 1999).

Este estuario se divide en una zona de agua dulce y una mixohalina (Bazán and Arraga 1993). El área de agua dulce cubre ~13000 km² y, en particular a lo largo de la costa argentina, contiene un grado elevado de urbanización e industrialización que genera efluentes masivos de contaminantes, incluyendo metales pesados, pesticidas organoclorados e hidrocarburos, así como nutrientes, materia orgánica, sólidos en suspensión y agentes patógenos, cuyos insumos representan una amenaza tanto para la salud humana como para la biota acuática (Bilos et al. 1998; Colombo et al. 2005, 2006). A menudo, la alta tasa de tráfico marítimo en el estuario deja expuestas las vías navegables a accidentes entre buques mercantes y de transporte de petróleo, tal como el que ocurrió en 1999 en las costas de la localidad de Magdalena (prov. de Buenos Aires), que llegó a perjudicar notablemente la biodiversidad de sus ecosistemas costeros (Ocón et al. 2008).

Además, las construcciones a lo largo del litoral, el dragado y otras modificaciones del régimen hidrológico alteraron la morfología costera e interfirieron con los procesos naturales de la dinámica del litoral, con lo cual se debilitó la integridad del hábitat físico (Gómez et al. 2009; Armendáriz et al. 2011). A pesar de ello, en esta zona también están presentes reservas naturales y áreas de protección de la vida silvestre que, como tales, constituyen centros clave para conservar la biodiversidad, como las reservas Natural Integral Punta Lara, Parque Costero del Sur y

Parque Pereyra Iraola (Gómez and Rodrigues Capítulo 2000).

Debido a las amenazas a las que está expuesto el Río de la Plata, se ha reconocido la necesidad de generar herramientas para el monitoreo y la gestión ambiental (FREPLATA 2005). Sin embargo, a pesar de estas consideraciones urgentes en términos ecológicos, la información necesaria para orientar el manejo sostenible de los recursos bióticos del río es aún escasa (Gómez and Rodrigues Capítulo 2000), y sólo en tiempos recientes las autoridades gubernamentales comenzaron a establecer políticas adecuadas para evaluarlo. A pesar de su rol clave en la energía y biogeoquímica del ecosistema (Lampman et al. 1999; Lionard et al. 2008), los sectores de agua dulce de los estuarios han recibido poca atención en la investigación ecológica (Schuchardt and Schirmer 1991; Gómez et al. 2004). Entre los estudios realizados en este estuario se pueden mencionar los referentes al plancton, *biofilm* y macroinvertebrados relacionados con la calidad del agua (Bazán and Arraga 1993; Gómez and Bauer 1998; Gómez et al. 2004, 2009; Rodrigues Capítulo et al. 1998, 2003; César et al. 2000; Paggi et al. 2006; Cortelezzi et al. 2007; Giberto et al. 2007; Ocón et al. 2008; Armendáriz et al. 2011), si bien la información sobre la fauna bentónica en la zona de mareas de agua dulce todavía está fragmentada.

Con el fin de obtener datos de referencia adicionales que se puedan emplear en programas de monitoreo y en estudios de impacto, los objetivos de este estudio fueron 1) analizar las características estructurales y funcionales del ensamble de invertebrados en el intermareal dulceacuícola del Río de la Plata, 2) valorar la calidad ecológica de los sitios estudiados por medio de análisis multivariados, y 3) comparar estos aspectos entre sitios de muestreo sujetos a diferentes tipos de perturbaciones antropogénicas. Se espera que estos resultados brinden información valiosa para monitorear la calidad del agua y para tomar decisiones que establezcan prácticas de manejo sustentables en estuarios templados en particular, así como también en otros ecosistemas acuáticos continentales.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El Río de la Plata es un estuario de llanura extenso, en forma de embudo, poco profundo

y microtidal, con una superficie de ~252000 km² y un caudal de 23000 m³/s. Recibe aguas de la cuenca del Plata, la segunda cuenca hidrográfica más grande de América del Sur —unos 3.2 millones de km²—, que abarca los territorios de Argentina, Bolivia, Brasil, Paraguay y Uruguay, siendo los ríos Paraná y Uruguay sus principales afluentes. Según su dinámica y características geomorfológicas se divide en una región interior y otra exterior. La región interior se caracteriza por agua dulce (conductividad <5000 µS/cm) y la exterior por agua salobre. El estuario presenta marcados gradientes de salinidad horizontal y vertical (Acha et al. 2003), con una zona de turbidez máxima entre las isoclinas de salinidad superficial promedio de 0.5 y 5‰ (Bazán and Arraga 1993). Esta zona de máxima turbidez forma un límite físico entre las aguas dulces y estuarinas. Por su parte, Boschi (1988) divide al Río de la Plata en tres zonas en función de sus características fisicoquímicas y a sus componentes faunísticos y florísticos: la zona alta (con aguas poco profundas [2 a 5 m], con muy baja salinidad [<0.3 ‰]), la zona media (una zona de transición con influencia oceánica, con profundidades entre 6 y 7 m y salinidades entre 0.3 y 5 ‰) y la zona exterior o estuarina (con aguas salobres de variada salinidad [5 a 25‰ según la extensión de intrusión marina] y profundidades entre 6 y 16 m [FREPLATA 2005]). La dinámica del Río de la Plata está sujeta a la influencia de las mareas del Océano Atlántico, las olas impulsadas por el viento y la escorrentía continental, modificada por la topografía y las fuerzas de Coriolis. La amplitud de las mareas varía de 30 a 100 cm, y el ciclo de los cambios de marea completa su paso por todo el estuario en unas 12 h.

Este sistema se caracteriza por un alto contenido de sólidos en suspensión que genera baja transparencia del agua y que puede limitar la producción primaria a pesar del alto aporte de nutrientes de la cuenca y la disponibilidad de oxígeno (Pizarro and Orlando 1984). Los sedimentos superficiales de la zona intermareal consisten principalmente en arena fina y muy fina (62.5-250 µm), composición que puede cambiar como consecuencia del impacto antropogénico a lo largo de la costa (Gómez et al. 2009).

En el litoral argentino, la vegetación está dominada por juncales de *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Steud., sucedidos por pajonales mixtos (*Cortaderia selloana* y *Scirpus giganteus*) y bosque higrófilo (*Salix humboldtiana* y *Erythrina cristagalli*) (Cabrera

and Dawson 1944). Esta vegetación constituye una zona de refugio para varias especies de vertebrados e invertebrados (Gómez and Rodrigues Capítulo 2000).

Muestras y análisis de laboratorio

Este estudio se realizó en el intermareal del litoral argentino del Río de la Plata, entre las coordenadas 34°27'10" S - 58°30'21" O y 35°16'45" S - 57°13'19" O (Figura 1, Material Suplementario-Figura MS1). Se realizaron muestreos estacionales (invierno de 2005 a primavera de 2010) en 14 sitios a lo largo de 155 km de costa. Cada sitio fue visitado entre 4 y 15 veces, según su accesibilidad. Se seleccionaron los ambientes litorales con diferentes tipos de perturbaciones ecológicas (Gómez et al 2009; Armendáriz et al. 2011): los sitios más septentrionales (S1, S2 y S3) corresponden a áreas altamente urbanizadas, expuestas al impacto de la ciudad de Buenos Aires donde se desarrollan las actividades náuticas y portuarias, y se descargan también efluentes domésticos e industriales; S4: es un área altamente impactada donde predominan las descargas de efluentes industriales y la acumulación de basura de origen domiciliario; S5 y S6: son sitios cercanos a la descarga de aguas residuales de la ciudad de Buenos Aires; S7 y S8: son áreas protegidas y recreativas, respectivamente, pero influenciadas por la mala calidad del agua de las actividades humanas río arriba; S9: es un sitio cercano a

importantes descargas de aguas residuales; S10 a S14: son áreas levemente impactadas, con mayor naturalidad costera, expuestas a actividades recreativas y pesqueras de pequeña escala. S14 es el sitio más próximo al frente de máxima turbidez a partir del cual comienza la zona estuarina oligohalina (Tabla 1).

En cada oportunidad y sitio de muestreo, se tomaron tres réplicas de sedimentos con draga Ekman (100 cm²) y se emplearon tamices (250 µm de abertura de malla) para muestrear los organismos asociados a la vegetación riparia, fijando las muestras con formaldehído al 5% (v/v). Las variables fisicoquímicas del agua se registraron in situ con un sensor multiparamétrico (Horiba Water Quality Checker U-10) y se recolectaron muestras de agua para análisis de nutrientes (NO₃⁻, NO₂⁻, NH₄⁺, fósforo reactivo soluble y PO₄³⁻) así como para la demanda bioquímica y química de oxígeno (DBO₅ y DQO) (APHA 1998).

En el laboratorio las muestras bentónicas se lavaron con tamiz de malla de 250 µm y se tiñeron con eritrosina B. La clasificación del material biológico se realizó bajo microscopios estereoscópico y óptico. Los individuos fueron identificados al nivel taxonómico más bajo posible utilizando las claves disponibles de Lopretto and Tell (1995), Ringuelet (1985), Gullo and Darrigran (1991), Brinkhurst and Marchese (1992), Fernández and Domínguez

Tabla 1. Valores promedio ± desviación estándar de los parámetros fisicoquímicos y nutrientes del agua en los sitios de estudio.

Table 1. Mean values ± standard deviation of physicochemical and nutrient parameters of the water in the study sites.

Sitio	Cond (µS/cm)	pH	OD (%)	Turb (NTU)	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	PRS (mg/L)	NH ₄ ⁺ (mg/L)	NO ₂ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ (mg/L)
S1-Desembocadura Lujan	476.1±667.0	7.9±0.8	96.1±28.3	182.6±205.7	3.7±3.7	9.8±7.1	0.22±0.2	0.19±0.1	0.04±0.01	0.68±0.2
S2-San Isidro	316.4±67.6	7.5±0.2	80.1±9.4	43.8±26.9	5.2±4.3	12.6±5.5	0.23±0.1	0.48±0.5	0.10±0.05	1.13±0.2
S3-Aeroparque	560.1±850.5	7.7±0.5	74.1±13.3	188.6±182.5	4.0±2.9	10.1±4.9	0.12±0.05	0.27±0.1	0.06±0.01	0.90±0.3
S4-Santo Domingo	874.3±436.4	7.7±0.4	42.4±28.1	194.1±145.1	19.7±16.7	34.3±22.4	0.61±0.2	1.47±0.8	0.07±0.08	0.46±0.3
S5-Bernal	568.9±214.9	8.0±0.5	82.0±35.5	219.7±227.1	19.6±14.8	34.2±21.5	0.35±0.3	0.36±0.6	0.05±0.05	0.59±0.6
S6-Berazategui	539.3±190.8	8.4±0.4	109.7±29.1	138.3±159.0	9.7±6.2	21.9±14.1	0.47±0.3	0.58±0.6	0.14±0.1	0.88±0.4
S7-Boca Cerrada	344.8±66.2	8.4±0.6	105.2±21.6	113.0±90.8	6.2±4.7	16.7±9.7	0.24±0.06	0.13±0.1	0.04±0.02	0.99±0.3
S8-Punta Lara	382.1±164.1	8.4±0.5	110.8±30.7	134.3±119.1	8.3±5.8	21.2±10.4	0.27±0.1	0.18±0.1	0.05±0.02	0.98±0.3
S9-Bagliardi	565.4±251.9	7.9±0.3	89.3±20.4	54.5±32.3	16.6±8.6	42.2±28.9	0.52±0.2	0.47±0.4	0.03±0.02	0.52±0.4
S10-Balandra	385.3±143.9	8.3±0.7	109.6±24.3	184.4±144.7	8.7±6.1	28.6±20.9	0.15±0.06	0.04±0.04	0.01±0.01	0.43±0.3
S11-Magdalena	905.3±820.8	8.3±0.5	101.8±16.1	374.0±372.0	8.3±5.7	22.0±13.3	0.13±0.06	0.16±0.3	0.01±0.008	0.50±0.3
S12-Punta Indio	1857.8±1430.3	8.5±0.6	106.4±10.2	630.4±252.3	5.2±4.8	21.1±9.7	0.14±0.07	0.06±0.09	0.004±0.002	0.48±0.5
S13-Pearson	4717.26±2313.1	8.0±0.4	97.5±7.8	545.6±383.4	6.8±6.3	29.5±20.5	0.12±0.06	0.12±0.3	0.02±0.05	0.39±0.3
S14-Punta Piedras	6452.0±4245.1	8.4±0.8	100.3±4.8	771.6±290.9	6.4±5.3	13.8±5.5	0.11±0.05	0.07±0.1	0.01±0.008	0.35±0.2

(2001), Cummins et al. (2005) y la serie de publicaciones sobre macroinvertebrados perteneciente a Fauna de Agua Dulce de la República Argentina.

Análisis estadísticos

El zoobentos se expresó en número promedio de individuos/m² para cada sitio de muestreo. El patrón de distribución espacial y temporal del ensamble de invertebrados en el intermareal se evaluó sobre la base de la diversidad de taxones (índice de Shannon-Wiener 1963) la riqueza de taxones y la equitabilidad (Moreno 2001). Se realizaron pruebas ANOVA de una vía para analizar las diferencias registradas en cada sitio de muestreo con respecto a los índices mencionados. Para evaluar la calidad ecológica de los sitios de muestreo a lo largo del área de estudio se estimó el porcentaje de taxones sensibles, tolerantes y muy tolerantes (Hilsenhoff 1987; Bode et al. 1997, 2002; Barbour et al. 1999; Rodrigues Capítulo 1999; Rodrigues Capítulo et al. 2001) y las diferencias encontradas en las abundancias respectivas se analizaron mediante ANOVA (Sigma Stat 3.5). Los invertebrados bentónicos fueron asignados a grupos funcionales alimentarios (GFA) en las siguientes categorías: 1) depredador, 2) colector-recolector, 3) colector-filtrador, 4) raspador, 5) fragmentador y 6) suctor (Bonetto and Wais 1995; Heino 2005; Cummins et al. 2005; Merritt et al. 2008). Se obtuvo así la

proporción de grupos funcionales alimentarios a lo largo de la costa analizada en base a la densidad de organismos presentes.

La relación entre las variables ambientales y el ensamble de macroinvertebrados en los diferentes sitios de estudio fue explorada mediante análisis multivariados. Se realizó un análisis de correspondencia sin tendencia por segmentos (DCA) con los datos bióticos para determinar si los taxones respondían linealmente a los gradientes o pasaban por algún óptimo ambiental. Dado que la longitud máxima del gradiente en unidades de desviación estándar obtenida fue 2.75, se asumió un modelo de respuesta lineal para los taxones. Por lo tanto, se utilizó un análisis de redundancia (RDA) para explorar la relación entre la abundancia de invertebrados y las variables ambientales registradas en los sitios de muestreo (ter Braak and Smilauer 1999). Las abundancias de taxones se transformaron con $\ln(x+1)$ y se incluyeron todos en el análisis. En cada sitio analizado se consideró el grado de naturalidad de la costa y los diversos tipos de perturbaciones ecológicas de origen antrópico como: urbano costero, recreativo, industrial, portuario, vertidos cloacales y basurales costeros. Cada 'ítem' fue cuantificado asignando valores de 1 a 4 en cada sitio, según el grado de perturbación, de manera que 1=muy bajo a nulo; 2=bajo; 3=moderado y 4=alto. Para asegurar que todas

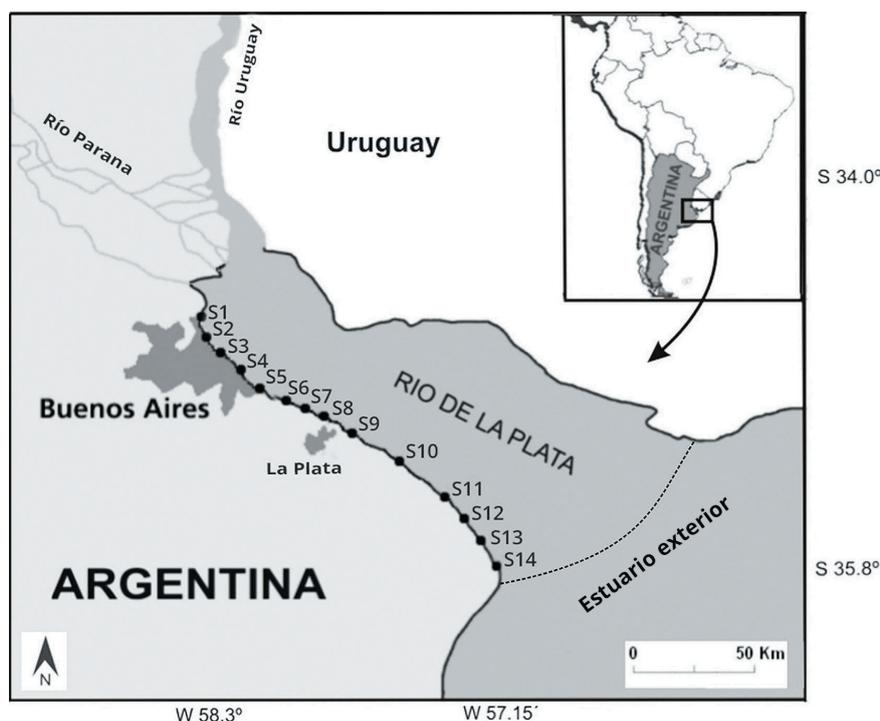


Figura 1. Mapa del área de estudio en el Río de la Plata, Argentina, indicando las estaciones de muestreo (S1-S14).

Figure 1. Map of the study area in the Río de la Plata estuary, Argentina, indicating the sampling stations (S1-S14).

las variables ambientales tuvieran el mismo peso en el análisis (Pla 1986) los datos fueron previamente estandarizados. Las variables fueron puestas a prueba manualmente, y aquellas con $P > 0.05$ fueron excluidas del análisis. Las variables retenidas mostraron un factor de inflación de varianza < 4 . La significancia de todos los ejes canónicos se evaluó mediante la prueba de Monte Carlo (499 permutaciones en el modelo reducido, $P < 0.05$). Se seleccionaron los dos primeros ejes de la ordenación para la representación gráfica. Estos análisis multivariados se hicieron usando el programa CANOCO versión 4.5.

Los sitios de muestreo se evaluaron mediante las asociaciones entre especies aplicando el análisis de clasificación jerárquica de agrupamiento por el método de promedio par-grupo no ponderado (UPGMA) con los datos transformados a la raíz cuarta previo a la utilización del índice de similitud de Sørensen-Dice. La significancia estadística de las agrupaciones obtenidas se evaluó con la prueba SIMPROF, que realiza permutaciones a cada nodo del dendrograma para identificar los patrones de asociación significativos en

muestras *a priori* no estructuradas. Estos análisis se realizaron con el paquete estadístico PRIMER versión 6 (Clarke and Gorley 2006).

RESULTADOS

Hábitat y calidad fisicoquímica del agua

Como caracteriza a los ambientes estuariales, muchas de las variables fisicoquímicas medidas evidenciaron importantes fluctuaciones (ver en Tabla 1 los valores promedio y de desviación estándar). Se encontró un gradiente de turbidez y conductividad en aumento cuyos valores medios más altos se registraron en la zona exterior del estuario (S11 a S14). También hubo sitios con conductividad elevada en zonas interiores del estuario (S4 y S9), aunque en estos casos correspondieron a áreas impactadas por descargas industriales o domésticas. El nivel más bajo de oxígeno disuelto se registró en el sitio sometido al mayor impacto por la actividad industrial (S4), donde junto con el sitio cercano a descargas de aguas residuales (S9) se registraron además altos valores de DBO_5 y DQO. Los sitios sometidos a importantes descargas de

Tabla 2. Macroinvertebrados registrados en el área de estudio. Las abreviaturas de los taxones son las usadas en la Figura 3.

Table 2. Macroinvertebrates registered in the study area. The abbreviations of the taxa are those used in Figure 3.

Taxon	Abreviatura	Taxón	Abreviatura
Hydrozoa	Hydr	Hydrophilidae	Hyph
Dugesidae	Duge	Dytiscidae	Dyti
Temnocephala	Temn	Elmidae	Elmi
Nematoda	Nema	Chironomidae	Chir
Tubificinae	Tubi	Ceratopogonidae	Cera
Rhyacodrilinae	Rhya	Psychodidae	Psyc
Naidinae	Naid	Dolichopodidae	Doli
Pristininae	Pris	Stratiomyidae	Stra
Enchytraeidae	Ench	Tipulidae	Tipu
Opisthocystidae	Opis	Leptoceridae	Lept
Narapididae	Nara	Limnephilidae	Liph
Megadrili	Mega	Ostracoda	Ostr
Aelosomatidae	Aeol	Daphniidae	Daph
Polychaeta	Poly	Chydoridae	Chyd
Hirudinea	Hiru	Bosminidae	Bosm
<i>Corbicula fluminea</i>	Corb	Macrothricidae	Macr
<i>Pisidium</i> sp.	Pisi	Harpacticoida	Harp
<i>Limnoperna fortunei</i>	Limn	Ciclopoida	Cicl
<i>Pomacea canaliculata</i>	Poma	<i>Hyalella curvispina</i>	Hyal
<i>Heleobia piscium</i>	Hele	<i>Corophium rioplatense</i>	Coro
<i>Stenophysa marmorata</i>	Phys	<i>Sinelobus stanfordi</i>	Sine
<i>Biomphalaria</i> sp.	Biom	<i>Kalliapseudes schubartii</i>	Kall
<i>Drepanotrema</i> sp.	Drep	<i>Claudicuma platensis</i>	Cuma
<i>Uncancylus concentricus</i>	Unca	<i>Pseudosphaeroma platense</i>	Pseu
Tardigrada	Tard	<i>Heterias exul</i>	Hete
Isotomidae	Isot	<i>Basphaeroma rhombobrontale</i>	Basp
Poduridae	Podu	Trichodactylidae	Tric
<i>Caenis</i> sp.	Caen	<i>Palaeomon argentinus</i>	Pala
<i>Belostoma</i> sp.	Belo	Hydrachnidia	Acar

aguas residuales (S2, S4 y S6) presentaron los valores más altos de nutrientes nitrogenados mientras que los niveles más altos de fosfatos se registraron en los sitios S4 y S9.

Caracterización estructural y funcional del ensamble de macroinvertebrados

Durante el estudio, se identificaron 58 taxones de meso y macroinvertebrados en las muestras bentónicas recolectadas en el área analizada (Tabla 2), donde los nematodos, Tubificinae, Naidinae, *Limnoperna fortunei*, *Heleobia piscium*, *Hyalella curvispina* y *Sinelobus stanfordi* fueron

Tabla 3. Valores promedios, mínimos y máximos de densidad de invertebrados registrados en el litoral argentino del Río de la Plata durante el período estudiado.

Table 3. Average, minimum and maximum values of invertebrate's density recorded on the Argentine coast of the Río de la Plata river during the study period.

Sitio	Densidad promedio	Densidad máxima	Densidad mínima
S1	84089.67	312867	1250
S2	40405.39	117534	566
S3	22380.38	77533	3434
S4	56249.23	203650	7733
S5	21284.54	43664	3400
S6	98357.27	272333	1500
S7	55365.48	314601	1950
S8	53533.67	345383	1900
S9	83855.78	289133	13400
S10	78599.87	213050	650
S11	27249.13	55467	9700
S12	46325.63	95000	22500
S13	49650.0	121500	7600
S14	79637.50	224600	8600

los grupos dominantes. La mayor densidad de invertebrados se registró en el sitio S8 (345383 individuos/m², verano de 2010) en tanto que la menor se registró en el S2 (566 individuos/m², verano de 2007) (Tabla 3).

La Tabla 4 sintetiza la información obtenida acerca de la riqueza de taxones, diversidad y equitatividad registrados en cada sitio de muestreo analizado. La riqueza de taxones varió entre 19 (en el sitio S10, localizado en un area recreativa, con alta naturalidad costera) y 7 (en el S14, posiblemente por tratarse del frente de turbidez del estuario exterior); la diversidad presentó su mayor valor también en el sitio S10 (H'=1.875) mientras que el menor se registró en el sitio S4, un área urbana impactada por descargas industriales (H'=0.89); por otra parte la equitatividad varió entre 0.68 (en los sitios S3 y S14) y 0.42 (también en el sitio S4). Entre los sitios de muestreo se encontraron diferencias significativas con respecto a la riqueza de taxones (Kruskal-Wallis, P=0.0023) y la diversidad (ANOVA, P<0.001), sin embargo, no se registraron diferencias significativas entre los sitios en relación con la equitatividad (ANOVA, P=0.06).

En base a la proporción de organismos sensibles, tolerantes y muy tolerantes a la contaminación (Tabla 4) se observó que el sitio S10 fue el que presentó el mayor porcentaje de taxones sensibles, sin embargo, estas diferencias no fueron significativas (ANOVA, P=0.949). En este sitio los organismos sensibles estuvieron representados por insectos Elmidae, Leptoceridae y Limnephilidae, y los crustáceos

Tabla 4. Índices ecológicos y porcentaje de taxones sensibles, tolerantes y muy tolerantes registrados en los sitios estudiados.

Table 4. Ecological indices and percentage of sensitive, tolerant and very tolerant taxa registered in the studied sites.

Sitios	S'	H'	J'	Sensibles	Tolerantes	Muy tolerantes
S1	14±4.52	1.27±0.68	0.52±0.27	3.13	59.38	37.5
S2	12±4.95	1.46±0.43	0.62±0.15	3.7	55.56	40.74
S3	12±3.87	1.69±0.4	0.68±0.14	8.57	57.14	34.29
S4	8±4.08	0.89±0.53	0.42±0.18	7.69	34.62	57.69
S5	13±8.11	1.54±0.18	0.65±0.11	6.25	56.25	37.5
S6	17±5.79	1.65±0.44	0.6±0.18	10	47.5	42.5
S7	15±3.86	1.72±0.41	0.64±0.17	8.82	58.82	32.35
S8	16±7.96	1.64±0.45	0.63±0.18	13.95	55.81	30.23
S9	15±4.47	1.54±0.27	0.59±0.1	6.9	55.17	37.93
S10	19±6.85	1.87±0.25	0.67±0.1	18.18	54.55	27.27
S11	15±4.37	1.69±0.57	0.63±0.19	11.9	59.52	28.57
S12	14±2.7	1.56±0.56	0.59±0.18	11.11	55.56	33.33
S13	13±3.32	1.44±0.48	0.55±0.15	6.06	63.64	30.3
S14	7±2.21	1.29±0.29	0.68±0.12	16.67	50	33.33

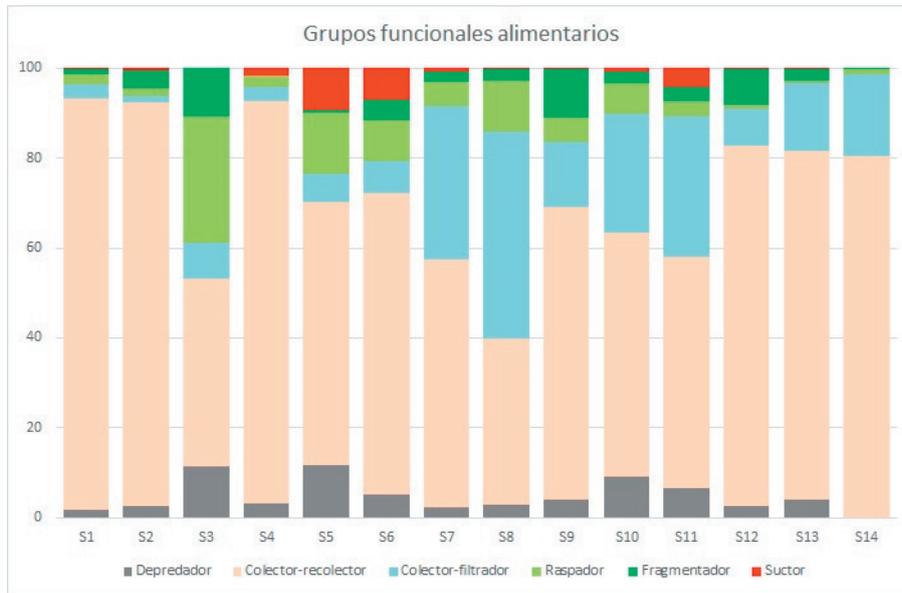


Figura 2. Grupos funcionales alimentarios (en %) representados en los sitios estudiados en el Río de la Plata, Argentina.

Figure 2. Food functional groups (%) represented in the sites studied in the Río de la Plata estuary, Argentina.

harpacticoides, el cumáceo *Claudicuma platensis*, tricodactílicos y el camarón *Palaeomon argentinus*. Por su parte, el sitio S4 presentó la mayor proporción de organismos muy tolerantes a la contaminación, entre los que se pueden mencionar nematodos, oligoquetos de las familias Naididae y Enchytraeidae, insectos quironómidos y estratiómidos, además del molusco *Estenophysa marmorata*.

A lo largo de la costa estudiada se observó que los sitios S6, S10 y S11 presentaron la mayor diversidad funcional, con los 6 grupos funcionales alimentarios representados. En el caso de los sitios S10 y S11 se trata de áreas levemente impactadas, sólo expuestas a actividades recreativas y pesqueras de pequeña escala. La menor diversidad funcional se registró en los sitios más impactados (S3, altamente urbanizado; S4 y S9, afectados por descargas cloacales e industriales) así como también en el punto más externo del área de estudio relevada del estuario (S14). En este último punto solo estuvieron representados los recolectores, filtradores y raspadores (Figura 2).

Relaciones entre los organismos, las variables ambientales y los sitios estudiados

Los dos primeros ejes del RDA representaron el 60.4% de la varianza acumulada en el conjunto de datos (eje 1=34.1%; eje 2=26.3%). Estos ejes fueron seleccionados para la representación gráfica (Figura 3 y 4) mostrando el ordenamiento de los taxones con respecto a las variables ambientales y los sitios de muestreo con relación a las variables

ambientales. Fueron excluidas debido a su colinealidad o $P > 0.05$ las siguientes variables: % saturación de oxígeno, DBO_5 , PRS y uso urbano del suelo. Las variables que mejor se correlacionaron con el eje 1 fueron la conductividad y la turbidez, mientras que las que mejor se correlacionaron con el eje 2 fueron los nutrientes de nitrógeno. Se observó que los sitios de muestreo se organizaron a lo largo de un gradiente de turbidez y conductividad (sitios S11 a S14), y a otro de eutrofización y contaminación (entre ellos, los sitios S3, S5 y S6).

En los cuadrantes superiores de la Figura 4 se ubicaron aquellos sitios con mejor calidad ambiental (naturalidad de la ribera y conectividad con los ecosistemas vecinos). En el cuadrante inferior derecho se ubicaron los sitios más impactados (usos portuario e industrial del suelo y presencia de basurales; e.g., S4), mientras que en el cuadrante inferior izquierdo lo hicieron aquellos que reciben las principales descargas de aguas residuales (S6, S7 y S9) y las zonas recreativas (sitio S8), pero afectadas por el impacto ocurrido río arriba. Con respecto a la fauna, los taxones especialmente asociados con los gradientes de turbidez y conductividad fueron los crustáceos tricodactílicos, *Kalliapseudes schubartii* y poliquetos, mientras que en asociación con los nutrientes se encontraron los hirudíneos, los oligoquetos Pristininae y *Heleobia piscium*.

El análisis de conglomerados y la prueba de SIMPROF ($P < 0.05$) —basados en las abundancias promedio de especies en los sitios de muestreo— evidenciaron los

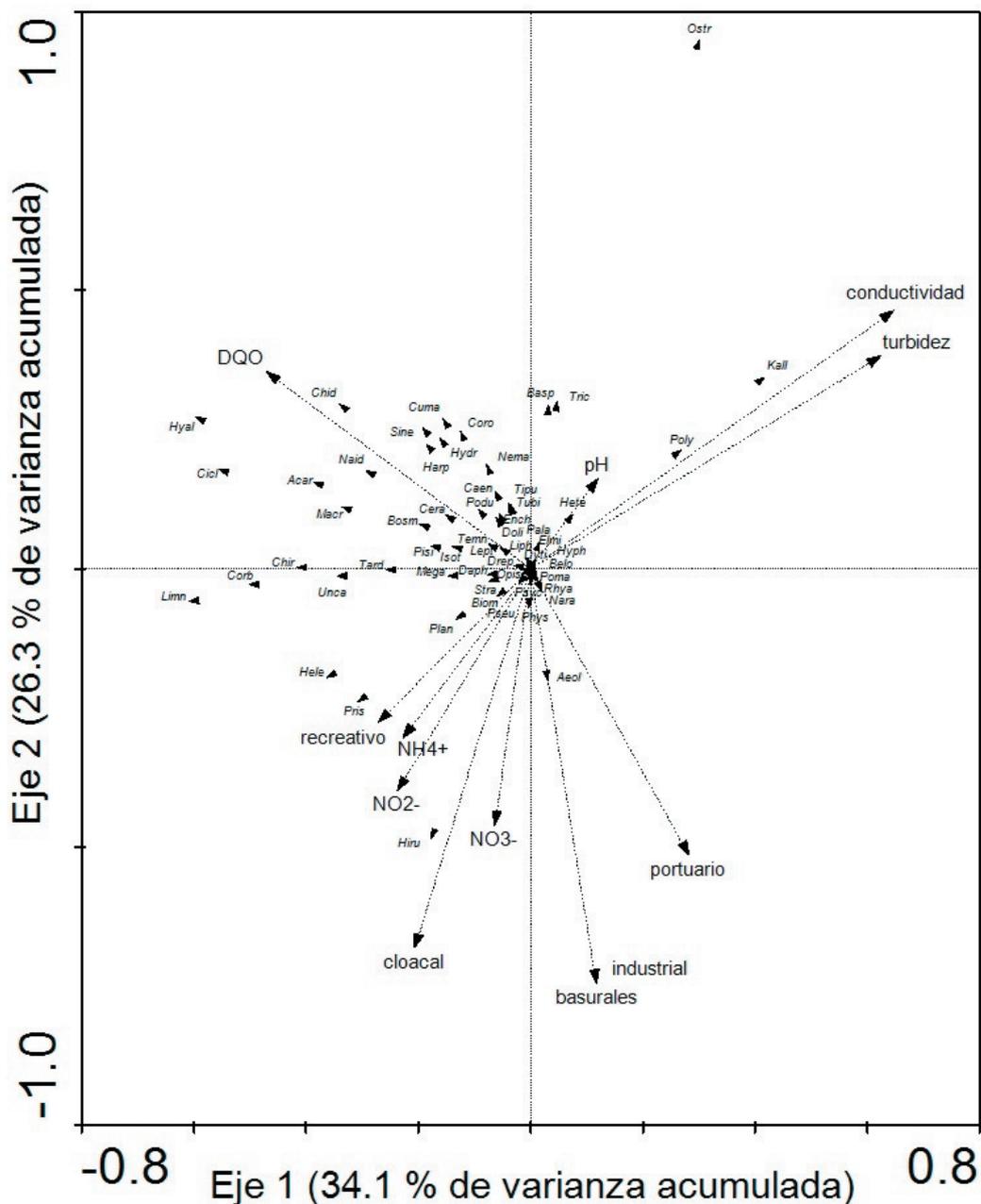


Figura 3. Diagrama de ordenamiento (RDA) de los dos primeros ejes mostrando los taxones (triángulos) y las variables ambientales (flechas). Las abreviaturas de taxones son las que se muestran en la Tabla 2.
Figure 3. Ordination diagram (RDA) of the first two axes showing the taxa (triangles) and environmental variables (arrows). Taxa abbreviations are as in Table 2.

siguientes agrupamientos (Figura 5). Un primer grupo estuvo constituido por sitios poco impactados (S8, S10 y S11) ubicados en áreas protegidas y recreativas, con alto grado de naturalidad y conectividad ambiental. Un segundo grupo lo constituyeron las áreas con fuerte intervención antropogénica, es decir, sitios urbanizados y donde se descargan

efluentes principalmente domésticos (S1, S3, y S9). Luego se encuentra el grupo que conforman aquellos sitios muy impactados por descargas de efluentes cloacales e industriales (S4, S5 y S6). Finalmente, se vincularon los sitios ubicados en el límite exterior del área estudiada del estuario y próximo al frente de máxima turbidez (S12, S13 y S14).

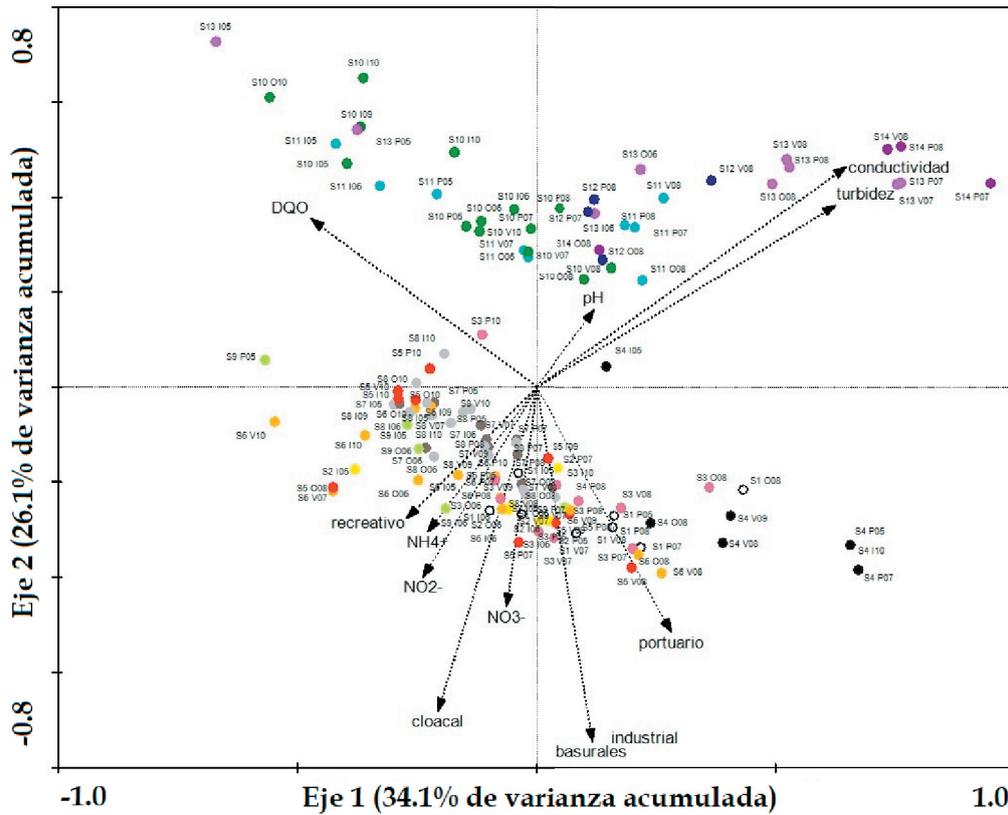


Figura 4. Diagrama de ordenamiento (RDA) de los dos primeros ejes que muestra la variación en los sitios de muestreo (puntos) con las variables ambientales (flechas). S1- S14: sitios de muestreo; v: verano; o: otoño; i: invierno; p: primavera; 05-10: años analizados.

Figure 4. Ordination diagram (RDA) of the first two axes showing the variation in the sampling sites (dots) among habitat related variables (arrows). S1- S14: sampling sites; v: summer; o: autumn; i: winter; p: spring; 05-10: years analyzed.

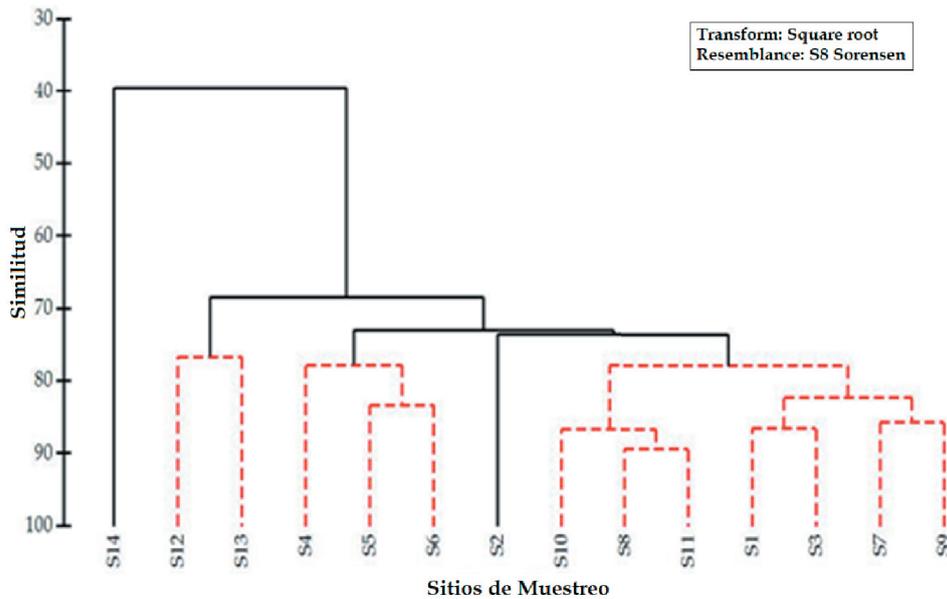


Figura 5. Dendrograma que agrupa los sitios de muestreo (UPGMA) en el Río de la Plata a partir de datos de abundancia de macroinvertebrados. Líneas rojas discontinuas indican grupos de muestras no separadas, al nivel de significación 5%.

Figure 5. Dendrogram that groups the sampling sites (UPGMA) in the Río de la Plata estuary from macroinvertebrate abundance data. Red dashed lines indicate groups of unseparated samples, at the 5% level of significance.

DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio demuestran que las características del hábitat y del agua en el litoral argentino del Río de la Plata determinan los ensambles de macroinvertebrados. Los organismos tolerantes estuvieron presentes en todos los sitios y ocasiones de muestreo, en tanto que los muy tolerantes predominaron en aquellos sitios afectados por actividades humanas como en áreas de desechos cloacales e industriales. Sin embargo, se observó que las asociaciones de especies más sensibles ocurrieron en zonas costeras vegetadas que coinciden con aquellas de mayor grado de conectividad y estado natural de los hábitats ribereños; es decir, con mejor calidad ecológica de acuerdo con los estudios de Gómez et al. (2012) y Gómez and Cochero (2013). Además, diversos autores (Gregg and Rose 1985; Buffagni et al. 2000) mencionan que las macrófitas actúan como refugios contra el estrés hídrico y permiten establecer hábitats funcionales con mayores valores de riqueza, heterogeneidad y densidad en ensambles de macroinvertebrados. La pérdida de naturalidad de la ribera y la alteración estética de la costa como consecuencia de la intervención antropogénica (e.g., muelles, escolleras, estructuras destinadas a fines recreativos) provocan un desarrollo fragmentado de juncuales que interrumpen la sucesión espacial y producen una disminución del grado de conectividad entre el ecosistema acuático y el terrestre, reduciendo así la calidad del hábitat. Estos sustratos duros colonizados por el bivalvo invasor *Limnoperna fortunei*, así como los conglomerados formados por estos organismos, proporcionan nuevos refugios con recursos alimentarios para el complejo bentónico (Darrigran et al. 1998; Boltovskoy et al. 2006; Sardiña et al. 2008; Spaccesi and Rodrigues Capítulo 2012). Estos asentamientos actúan como hábitats que pueden ser colonizados por asociaciones de organismos bentónicos, dado que brindan un ambiente propicio para que se establezcan y sobrevivan.

En cuanto a los principales grupos taxonómicos registrados, los nematodos y oligoquetos estuvieron presentes en todos los sitios de estudio, con las mayores abundancias en aquellos puntos muy impactados por descargas urbanas. Otros autores se refirieron a ambos taxones como los más frecuentes y abundantes del complejo bentónico en los sustratos blandos del estuario (Rodrigues Capítulo et al. 1998; Cortelezzi et al. 2007).

Respecto a los moluscos, hubo un predominio de gasterópodos (*Heleobia piscium*, *Uncancylus concentricus*) en áreas impactadas. En cuanto a los hexápodos, estuvieron bien representados los quironómidos, en tanto que otros grupos como efemerópteros y odonatos fueron raros en ocurrencia, quizás por efecto de las ondas de marea que recorren a diario el estuario.

Rodrigues Capítulo et al. (1997) y César et al. (2000) mencionan la influencia de los tributarios y efluentes que aportan una carga orgánica importante al Río de la Plata; ésta se concentra y escurre por los canales naturales hacia zonas más alejadas de la costa (entre los 1500 y 3000 m), donde favorece el desarrollo de un zoobentos con especies algo más tolerantes. En coincidencia con esta afirmación, como se señaló antes, las mayores densidades de macroinvertebrados se registraron en zonas con cierto grado de perturbación, como la acumulación de materia orgánica en los mencionados canales naturales debido a la hidrodinámica del río, resultando en un hábitat favorable para organismos detritívoros como los nematodos y oligoquetos. Además, podemos resaltar que los sitios costeros con mayor grado de deterioro ambiental fueron aquellos ubicados justo aguas debajo de la desembocadura de la cuenca Matanza-Riachuelo y los arroyos Sarandí y Santo Domingo, algunas de las cuencas más contaminadas de la Argentina.

En relación con la diversidad funcional alimentaria, los colectores-recolectores (e.g., oligoquetos) dominaron el área estudiada; esto corrobora la importancia de este grupo funcional y del detrito fino como principal recurso alimentario en estos sistemas lóticos (Zilli et al. 2008; Miserendino 2009; Ambrosio 2014). En sitios con mayor grado de naturalidad costera y mejores condiciones de calidad, se destacaron los colectores-filtradores. Por otra parte, aquellas estrategias alimentarias que implican una mayor movilidad en la búsqueda de alimento (como es el caso de los depredadores y los raspadores) no se ven favorecidas en ambientes inestables o frecuentemente perturbados (Tomanova et al. 2006). Estos autores mencionan, además, que la mayoría de los macroinvertebrados son capaces de ocupar al menos dos niveles tróficos, lo que evidencia un comportamiento alimentario bastante flexible, variando la composición de la dieta en función de la disponibilidad de recursos (Palmer et al. 1993; Díaz Villanueva and Albariño 1999). La baja frecuencia de depredadores (*Chaetogaster* sp.,

Helobdella sp., *Semiscollex* sp., odonatos) pudo deberse a la dinámica hidrológica del estuario, a la baja tolerancia de estos organismos a la contaminación o a la falta de refugios donde resguardarse.

Dyer et al. (2002) consideran que el hábitat es la primera variable ecológica moduladora del funcionamiento de los ríos, seguido por la calidad del agua como factor más influyente. Sin embargo, estos autores sostienen que la integridad biótica sólo es posible cuando el hábitat y la química del agua no son limitantes, sino que están optimizadas. Se plantea así la necesidad de integrar ambas áreas, estableciendo los vínculos directos entre la calidad del hábitat y la calidad del agua. Las características del hábitat y del agua determinarían los ensambles de macroinvertebrados en el litoral dulceacuícola de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. El análisis comparativo de los grupos funcionales alimentarios mostró una respuesta de los organismos al efecto del impacto antrópico: en aquellos ambientes altamente contaminados, los colectores-filtradores fueron reemplazados por las formas típicamente asociadas al consumo de detritos (e.g., colectores-recolectores), simplificando las tramas tróficas y favoreciendo la vía detritívora y la estrategia alimentaria generalista.

Este trabajo buscó evaluar la calidad de los hábitats en varios puntos a lo largo de la costa argentina del Río de la Plata sometidos a diverso grado de impacto antropogénico. En términos generales, nuestros resultados coincidieron con lo mencionado en otras investigaciones para el área costera rioplatense (César et al. 2000; Rodrigues Capítulo et al. 1997; Armendáriz et al. 2011; Gómez et al. 2012) y enfatizan la necesidad de dilucidar las interacciones que ocurren en la comunidad bentónica cuando se busca conocer el estado ecológico de un humedal en cuestión. Los descriptores estructurales y funcionales analizados contribuyeron de manera confiable a la evaluación de la calidad ecológica y la integridad biótica del sector intermareal rioplatense argentino.

En base a ello y a la información disponible sobre el hábitat y la biota de la Franja Costera Sur rioplatense y áreas aledañas, nos parece adecuado destacar algunas acciones que podrían ser tomadas por las autoridades de gestión de los recursos hídricos vinculados al estuario.

Uno de los grandes problemas que afectan a la costa se relaciona con la contaminación urbana e industrial que supera las posibilidades de autodepuración del estuario y dificulta el uso del agua para su consumo y uso recreativo y paisajístico. Por ello, una acción primordial sería impedir de manera más eficiente el vuelco de sólidos (e.g., grasas, animales muertos, plásticos, metales) en los afluentes naturales o canalizados desde las zonas urbanas. En particular, los residuos no biodegradables son empujados a su vez por las mareas y sudestadas, y quedan retenidos sin descomponerse formando parte del paisaje ribereño donde los juncales o pajonales son partícipes pasivos de la acumulación. Por su parte, los residuos plásticos terminan convirtiéndose en microplásticos y se incorporan a la dieta involuntaria de los organismos que allí habitan, iniciando parte de una cadena trófica perturbada que luego alcanzará los eslabones superiores (Pazos et al. 2020). Entonces, se deberían implementar políticas públicas y privadas para extraer estos materiales de forma masiva y periódica, a fin de evitar un continuo vuelco al ecosistema.

Organizaciones no gubernamentales (ONG) han desarrollado experiencias piloto en sitios puntuales de la ribera bonaerense (Reserva Costanera Sur de Buenos Aires) que deberían tomarse como ejemplo para una ejecución generalizada en torno a los centros urbanos e industriales. El otro problema se relaciona con el cambio climático global, y es la destrucción o socavamiento de las costas por efecto de las crecidas, que son cada vez más frecuentes al subir el nivel histórico de las aguas. Cuando el oleaje se encuentra sin la vegetación costera, con la sucesión ecológica del juncal o pajonal natural, el efecto sobre la degradación de las barrancas es más intenso. Esto se observa en especial hacia el sur del estuario, con un avance cada vez mayor del límite costero, dejando expuestas las raíces de plantas de mayor porte que no soportan el oleaje ni la permanente sumersión. Por ello, resulta fundamental establecer zonas piloto donde se proceda a implantar juncales, que al abrirse paso con sus rizomas y al formar renuevos permiten que se fijen las arenas limosas, se incorporen sólidos suspendidos, se autodepuren las aguas costeras y se establezca una sucesión vegetal hacia la ribera (Basílico et al. 2016).

AGRADECIMIENTOS. Este trabajo fue financiado por los siguientes proyectos: CONICET PIP N° 5305, Agencia Nacional de Promoción

Científica y Tecnológica FONCYT 2007-2009 PICT N° 32077, y Facultad de Ciencias Naturales y Museo UNLP N° 869. Queremos agradecer a los licenciados Luciana de Tezanos, por su colaboración en la elaboración del mapa, y Jorge Donadelli del Laboratorio

de Química del ILPLA, por el análisis de nutrientes y oxígeno de las muestras de agua. Este trabajo es la contribución Científica N° 1199 del Instituto de Limnología "Dr. Raúl Ringuelet" (ILPLA, CCT-La Plata CONICET, UNLP, CIC).

REFERENCIAS

- Acha, E. M., H. W. Mianzan, O. Iribarne, A. Gagliardini, C. Lasta, and P. Daleo. 2003. The role of the Río de la Plata bottom salinity front in accumulating debris. *Marine Pollution Bulletin* 46:197-202. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(02\)00356-9](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(02)00356-9).
- Adams, S. M. 2005. Using multiple response bioindicators to assess the health of estuarine ecosystems: An operational framework. Pp. 5-18 *en* S. A. Bortone (ed.). *Estuarine indicators*. CRC, Washington, USA. <https://doi.org/10.1201/9781420038187.ch2>.
- Ambrosio, E. S. 2014. Hábitats y grupos funcionales alimentarios de macroinvertebrados bentónicos en la costa bonaerense del Río de la Plata: relación con la contaminación. Doctorado en Ciencias Naturales, Facultad de Ciencia Naturales y Museo, Universidad Nacional de La Plata, Argentina. Pp. 149.
- American Public Health Association (APHA). 1998. Standard methods for examination of water and wastewater. 20th edition. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. Washington DC, USA.
- Armendáriz, L. C., A. Rodrigues Capítulo, and E. S. Ambrosio. 2011. Relationships between the spatial distribution of oligochaetes (Annelida, Clitellata) and the environmental variables in a temperate estuary system of South America (Río de la Plata, Argentina). *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 45:263-279. <https://doi.org/10.1080/00288330.2011.556652>.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, and J. B. Stribling. 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and Wadeable rivers: peryphyton, benthic macroinvertebrates and fish. 2nd Edition. EPA, Washington, DC.
- Basilico, G., L. de Cabo, A. Faggi, and S. Miguel. 2016. Low-Tech Alternatives for the Rehabilitation of Aquatic and Riparian Environments. Pp. 349-364 *en* A. A. Ansari, S. S. Gill, R. Gill, G. Lanza and L. Newman (eds.). *Phytoremediation: Management of Environmental Contaminants*, Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-319-41811-7_18.
- Bazán, J. M., and E. Arraga. 1993. El Río de la Plata. ¿Un sistema fluvio-marítimo frágil? Acercamiento a una definición de la calidad de sus aguas. Pp. 71-82 *en* A. Boltovskoy and H. L. López (eds.). *Conferencias de Limnología*. Instituto de Limnología "Dr. Raúl A. Ringuelet", La Plata, Argentina.
- Bilos, C., J. C. Colombo, and M. J. Rodríguez Presa. 1998. Trace metals in suspended particles, sediments and Asiatic clams (*Corbicula fluminea*) of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Pollution* 99:1-11. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00177-2](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00177-2).
- Bode, R. W., M. A. Novak, and L. E. Abele. 1997. *Biological Stream Testing*. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY, USA.
- Bode, R. W., M. A. Novak, and L. E. Abele. 2002. *Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State*. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY, USA.
- Boltovskoy, D., N. Correa, D. Cataldo, and F. Silvester. 2006. Dispersion and ecological impact of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond. *Biological Invasions* 8:947-963. <https://doi.org/10.1007/s10530-005-5107-z>.
- Bonetto, A. A., and I. R. Wais. 1995. Southern South American streams and rivers. Pp. 257-293 *en* C. E. Cushing, K. W. Cummins and G. W. Minshall (eds.). *Ecosystems of the World: Rivers and Streams Ecosystems*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Boschi, E. E. 1988. El ecosistema estuarial del Río de la Plata (Argentina y Uruguay). *Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología* 15:159-182.
- Brinkhurst, R. O., and M. R. Marchese. 1992. Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. Colección Climax No. 6. Santo Tomé, Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, Argentina.
- Buffagni, A., G. Crosa, D. M. Harper, and J. Kemp. 2000. Using macroinvertebrates species assemblages to identify river channel habitat units: an application of the functional habitats concept to a large, unpolluted Italian river (River Ticino, Northern Italy). *Hydrobiologia* 435:213-225. <https://doi.org/10.1023/A:1004124717508>.
- Cabrera, A. L., and G. Dawson. 1944. La selva marginal de Punta Lara, en la ribera argentina del Río de la Plata. *Revista Museo La Plata, Botánica* 5:267-382.
- Canevari, P., D. E. Blanco, E. H. Bucher, G. Castro, and I. Davidson (eds.). 1999. *Los Humedales de la Argentina: Clasificación, situación actual, conservación y legislación*. Wetlands International Publ. 46. 2^{da} edición. Buenos Aires, Argentina.
- César, I., C. Ocón, A. Paggi, A. Rodrigues Capítulo, F. Spaccesi, M. Tangorra, and M. Tassara. 2000. Diversidad de invertebrados bentónicos del Río de la Plata. *Biología Acuática* 19:27-63.
- Clarke, K. R., and R. N. Gorley. 2006. *PRIMER v6: User Manual/Tutorial (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research)*. PRIMER-E, Plymouth, United Kingdom.
- Colombo, J. C., N. Capelletti, J. Laschi, M. C. Migoya, E. Speranza, and C. N. Skorupka. 2005. Sources, vertical fluxes and

- accumulation of aliphatic hydrocarbons in coastal sediments of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science and Technology* 39:8227-8234. <https://doi.org/10.1021/es051205g>.
- Colombo, J. C., N. Capelletti, J. Laschi, M. C. Migoya, E. Speranza, and C. N. Skorupka. 2006. Sources, vertical fluxes and accumulation of aromatic hydrocarbons in coastal sediments of the Río de la Plata Estuary, Argentina. *Environmental Science and Technology* 40:734-740. <https://doi.org/10.1021/es051672y>.
- Cortelezzi, A., A. Rodrigues Capitulo, L. Boccardi, and R. Arocena. 2007. Benthic assemblages of a temperate estuarine system in South America: Transition from a freshwater to an estuarine zone. *Journal of Marine Systems* 68:569-580. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2007.02.024>.
- Cummins, K. W., R. W. Merritt, and P. C. N. Andrade. 2005. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 40:69-89. <https://doi.org/10.1080/01650520400025720>.
- Darrigran, G. A., S. M. Martín, B. Gullo, and L. Armendáriz. 1998. Macroinvertebrates associated with *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in the Río de la Plata, Argentina. *Hydrobiologia* 367:223-230. <https://doi.org/10.1023/A:1003244603854>.
- Díaz Villanueva, V., and R. J. Albariño. 1999. Feeding habit of *Notoperla archiplatae* (Plecoptera) larvae in a North Patagonia Andean stream, Argentina. *Hydrobiologia* 412:43-52. <https://doi.org/10.1023/A:1003896115219>.
- Dyer, S. D., C. E. White-Hull, X. Wang, T. D. Johnson, and G. J. Carr. 2002. Determining the influence of habitat and chemical factors on instream biotic integrity for a Southern Ohio watershed. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6:91-110. <https://doi.org/10.1023/A:1009957614818>.
- Fernández, H., and E. Domínguez. 2001. Guía para la determinación de artrópodos bentónicos sudamericanos. Editorial Universitaria de Tucumán, Argentina.
- FREPLATA. 2005. Análisis diagnóstico transfronterizo del Río de la Plata y su Frente Marítimo. Protección Ambiental del Río de la Plata y su Frente Marítimo: Prevención y Control de la Contaminación y Restauración de Hábitats. Documento Técnico. Proyecto PNUD/GEF RLA/99/G31, Montevideo, Uruguay.
- Giberto, D. A., C. S. Bremec, A. Cortelezzi, A. Rodrigues Capitulo, and A. Brazeiro. 2007. Ecological boundaries in estuaries: macrobenthic β -diversity in the Río de la Plata system (34-36 °S). *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87:377-381. <https://doi.org/10.1017/S0025315407050126>.
- Gómez, N., and D. E. Bauer. 1998. Coast phytoplankton of the Río de la Plata river and its relation with the pollution. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 3:1032-1037. <https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11900877>.
- Gómez, N., and A. Rodrigues Capitulo. 2000. La Franja Costera Sur del Río de la Plata. *Biología Acuática* 19:1-6.
- Gómez, N., P. R. Hualde, M. Licursi, and D. Bauer. 2004. Spring phytoplankton of the Río de la Plata: A temperate estuary of South America. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61:301-309. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.05.007>.
- Gómez, N., M. Licursi, and J. Cochero. 2009. Seasonal and spatial distribution of the microbenthic communities of the Río de la Plata estuary (Argentina) and possible environmental controls. *Marine Pollution Bulletin* 58:878-887. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2009.01.014>.
- Gómez, N., M. Licursi, D. E. Bauer, E. S. Ambrosio, and A. Rodrigues Capitulo. 2012. Assessment of biotic integrity of the coastal freshwater tidal zone of a temperate estuary of South America through multiple indicators. *Estuaries and Coasts* 35:1328-1339. <https://doi.org/10.1007/s12237-012-9528-5>.
- Gómez, N., and J. Cochero. 2013. Un índice para evaluar la calidad del hábitat en la Franja Costera Sur del Río de la Plata y su vinculación con otros indicadores ambientales. *Ecología Austral* 23:18-26. <https://doi.org/10.25260/EA.13.23.1.0.1188>.
- Gregg, W. W., and F. L. Rose. 1985. Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure and microdistribution in streams. *Hydrobiologia* 128:45-56. <https://doi.org/10.1007/BF00008939>.
- Gullo, B., and G. A. Darrigran. 1991. Distribución de la fauna de Hirudíneos litorales del Estuario del Río de la Plata, Argentina. *Notas científicas de la Segunda Reunión Argentina de Limnología. Biología Acuática* 15:216-221.
- INDEC. 2011. Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas 2010. Total país y provincia. Resultados definitivos. Variables seleccionadas. Serie B N° 1. Dirección Provincial de Estadísticas, Subsecretaría de Hacienda, Ministerio de Economía, Argentina.
- Heino, J. 2005. Functional biodiversity of macroinvertebrates assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biology* 50:1578-1587. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01418.x>.
- Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomologist* 20:31-39.
- Lampman, G. N., F. Caraco, and J. J. Cole. 1999. Spatial and temporal patterns of nutrient concentration and export in the tidal Hudson River. *Estuaries* 22:285-296. <https://doi.org/10.2307/1352984>.
- Lionard, M., K. Muylaert, A. Hanoutti, T. Maris, M. Tackx, and W. Vyverman. 2008. Inter-annual variability in phytoplankton summer blooms in the freshwater tidal reaches of the Schelde estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79:694-700. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2008.06.013>.
- Lopretto, E. and G. Tell. 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodología para su estudio. Tomos II y III. Ediciones Sur, Argentina.
- Merritt, R. W., K. W. Cummins, and M. B. Berg. 2008. An introduction to the aquatic insects of North America. 4th Edition. Kendal-Hunt, Dubuque, Iowa, USA.
- Miserendino, M. L. 2009. Effects of flow regulation, basin characteristics and land-use on macroinvertebrates communities in a large arid Patagonian river. *Biodiversity and Conservation* 8:1921-1943. <https://doi.org/10.1007/>

- s10531-008-9565-3.
- Moreno C. E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. Manuales. y Tesis SEA, Zaragoza, España. Pp. 84.
- Ocón, C. S., A. Rodrigues Capítulo, and A. C. Paggi. 2008. Evaluation of zoobenthic assemblages and recovery following petroleum spill in a coastal area of Río de la Plata estuarine system, South America. *Environmental Pollution* 156: 82-89. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.12.035>.
- Paggi, A. C., C. Ocón, M. Tangorra, and A. Rodrigues Capítulo. 2006. Response of the zoobenthos community along the dispersion plume of a highly polluted stream in the receiving waters of a large river (Río de la Plata, Argentina). *Hydrobiologia* 568:1-14. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-0010-2>.
- Palmer, C., J. O'Keeffe, A. Palmer, T. Dunne, and S. Radloff. 1993. Macroinvertebrate functional feeding groups in the middle and lower reaches of the Buffalo River, eastern Cape, South Africa. I. Dietary variability. *Freshwater Biology* 29:441-453. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00778.x>.
- Pazos, R. S., F. Spaccesi, and N. Gómez. 2020. First record of microplastics in the mussel *Limnoperna fortunei*. *Regional Studies in Marine Science* 38:1-7. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2020.101360>.
- Pizarro, M. J., and A. M. Orlando. 1984. Distribución de fósforo, nitrógeno y silicio disueltos en el Río de la Plata. Servicio de Hidrografía Naval Secr Marina. Publ H-625:1-57.
- Pla, L. E. 1986. Análisis Multivariado: Método de Componentes Principales. The General Secretariat of the Organization of the American States. Washington, DC, USA.
- Resh, V., R. Norris, and M. Barbour. 1995. Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Australian Journal of Ecology* 20:108-121. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00525.x>.
- Ringuet, R. A. 1985. Hirudinea. Fauna de Agua Dulce de la República Argentina. *FECIC* 17 (1):11-321.
- Rodrigues Capítulo, A., César, I., M. Tassara, A. C. Paggi, and M. Remes Lenicov. 1997. Zoobentos. Calidad de las aguas de la Franja Costera Sur del Río de la Plata. San Fernando-Magdalena. AA. AGOSBA. ILPLA. SHN. Argentina.
- Rodrigues Capítulo, A., César, I., M. Tassara, A. C. Paggi, and M. Remes Lenicov. 1998. Distribution of the macrobenthic fauna of the South Coastal Fringe of the "Río de la Plata" River (Argentina). Impact of the urban contamination. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 26:1260-1265. <https://doi.org/10.1080/03680770.1995.11900925>.
- Rodrigues Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de ambientes lóticos en el área pampeana. *Revista de la Sociedad Entomológica. Argentina* 58:208-217.
- Rodrigues Capítulo, A., M. Tangorra, and C. Ocón. 2001. Use of benthic macroinvertebrate to assess the biological status of pampean streams in Argentina. *Aquatic Ecology* 35:109-119. <https://doi.org/10.1023/A:1011456916792>.
- Rodrigues Capítulo, A., C. S. Ocón, M. Tangorra, A. C. Paggi, A. Cortelezzi, and F. Spaccesi. 2003. Estudios zoobentónicos recientes en el Río de la Plata. *Biología Acuática* 21:19-30.
- Sardiña, P., D. H. Cataldo, and D. Boltovskoy. 2008. The effects of the invasive mussel, *Limnoperna fortunei*, on associated fauna in South American freshwaters: importance of physical structure and food supply. *Fundamental and Applied Limnology* 173:135-144. <https://doi.org/10.1127/1863-9135/2008/0173-0135>.
- Shannon, C. E., and W. Wiener. 1963. The mathematical theory of communication. Urbana. University of Illinois Press, USA.
- Schuchardt, B., and M. Schirmer. 1991. Phytoplankton maxima in the tidal freshwater reaches of two coastal plain estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 32:187-206. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(91\)90014-3](https://doi.org/10.1016/0272-7714(91)90014-3).
- Spaccesi, F. G., and A. Rodrigues Capítulo. 2012. Benthic communities on hard substrates covered by *Limnoperna fortunei* Dunker (Bivalvia, Mytilidae) at an estuarine beach (Río de la Plata, Argentina). *Journal of Limnology* 71:144-153. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2012.e15>.
- ter Braak, C. J. F., and P. Smilauer. 1999. CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4).
- Tomanova, S., E. Goitia, and J. Helešić. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556:251-264. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1255-5>.
- Wright, J. F., B. Chessman, P. Fairweather, and L. Benson. 1995. Measuring the impact of sewage effluent on the macroinvertebrate community of an upland stream: the effect of different levels of taxonomic resolution and quantification. *Australian Journal of Ecology* 20:142-149. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1995.tb00528.x>.
- Zilli, F. L., L. Montalto, and M. R. Marchese. 2008. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica* 38:159-171. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2008.01.001>.