

Composición y estructura de los ensambles de peces en un arroyo pampeano con uso del suelo contrastante

Andrea BERTORA¹, Fabián GROSMAN¹, Pablo SANZANO¹ & Juan José ROSSO²

¹Instituto Multidisciplinario sobre Ecosistemas y Desarrollo Sustentable - CIC, Facultad de Ciencias Veterinarias, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Pinto 399, CP 7000, Tandil, Argentina; e-mail: bertorandrea@gmail.com. ²Grupo de Biotaxonomía Morfológica y Molecular de Peces, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras - Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (IIMyC, UNMDP-CONICET), Rodríguez Peña 4046, CP 760, Mar del Plata, Argentina.

Abstract: Fish assemblage composition and structure in a pampean stream with contrasting land uses. Aquatic ecosystems and their biotic communities in the Pampa Plain have been negatively affected by the intensification of land use during the last years. In this scenario, streams are particularly vulnerable. This work characterizes the fish communities and riparian conditions of del Azul stream in different reaches with contrasting land uses: agricultural, urban and livestock. Riparian conditions and ichthyological samplings were conducted during two summers in the three studied sites. In order to characterize riparian conditions and fish communities different indices and metrics were calculated. The empirical relationships between fish metrics and two pampean riparian indices were calculated. The riparian condition differed among land uses, being lowest in the urban section. A total of 1180 fishes of 15 species were captured. The fish community structure of agricultural reach was diametrically different from the others. However, the species composition was similar between reaches. Fish richness was highest at the livestock reach whereas the agricultural reach showed the largest diversity. The abundance of *Corydoras paleatus* and the relative abundance of Siluriformes were inversely related with the riparian condition. Instead, the abundance of *Oligosarcus jenynsii* presented the opposite pattern. Fish communities and riparian conditions responded to different land uses and it also was evidenced an association between some fish community attributes and riparian condition. These results contribute to the basic knowledge needed for an efficient conservation and management of the freshwater resources.

Key words: Pampa plain, fish community, riparian index, use of land.

Resumen: La intensificación del uso del suelo en la región pampeana ha afectado negativamente sus ecosistemas acuáticos y las comunidades bióticas que en ellos habitan. En este escenario, los arroyos son particularmente vulnerables. Este trabajo caracteriza la comunidad de peces y las condiciones de ribera del arroyo del Azul en tramos con usos del suelo contrastantes: agrícola, urbano y ganadero. Para ello, se cuantificó la condición de ribera y se realizaron muestreos ictiológicos durante dos períodos estivales. Para caracterizar la ribera y las comunidades de peces se calcularon diversos índices y métricas. Además, se calculó el grado de asociación entre las métricas de peces y dos índices de riberas pampeanas. La condición de ribera bajo los distintos usos de suelo fue diferente, siendo menor en el tramo urbano. Se capturaron 1180 peces y 15 especies. La estructura de peces del tramo agrícola fue diametralmente diferente al resto. Sin embargo, la composición de especies fue semejante entre los sitios. El tramo ganadero presentó la mayor riqueza de peces y el tramo agrícola la máxima diversidad. La abundancia de *Corydoras paleatus* y la proporción de Siluriformes estuvieron asociadas inversamente a la condición de las riberas. La abundancia de *Oligosarcus jenynsii* manifestó el patrón opuesto. Los peces y las riberas respondieron a los diferentes usos del suelo. Se evidenció asociación entre algunos atributos de las comunidades de peces y la calidad de ribera. Estos resultados contribuyen al conocimiento de base necesario para una conservación y manejo eficientes de los recursos acuáticos continentales.

Palabras claves: región pampeana, comunidad de peces, índice de ribera, uso del suelo.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento sobre la ictiofauna continental argentina ha cobrado auge durante las últimas décadas, sin embargo el conocimiento de los peces que habitan en ríos y arroyos pampeanos, es aún incipiente (Almirón *et al.*, 1992, 2000; Menni, 2004; Paracampo *et al.*, 2015). A pesar de la importancia de estos cursos de agua, Remes Lenicov *et al.* (2005) plantean que se carece, en general, de listas de especies de peces presentes en estos ambientes pampeanos, lo que impide contar con información necesaria para su conservación, manejo y posible aprovechamiento. Esta región es una de las menos atendidas desde el punto de vista de la conservación, dada la magnitud y variedad de actividades que se realizan (asentamientos urbanos, desarrollo industrial y agropecuario, red vial, canalizaciones, etc.) y las reducidas áreas protegidas con las que se cuentan (Basílico *et al.*, 2015).

La distribución de las especies posee fuerte influencia del componente biogeográfico (López *et al.*, 2001; López & Miquelarena, 2005). Vinculado a ello, Ringuet (1975) manifiesta una pauperización íctica al sur del Río de la Plata, atribuida a la temperatura por defecto. Por su parte, Gómez (2015) plantea que una temperatura media anual superior a la actual favorecería el ingreso de un gran número de especies de peces Parano-platenses que tendrían la oportunidad de colonizar la región ampliando su área de distribución.

Durante los últimos años en la región pampeana se han producido importantes cambios en los usos del suelo como consecuencia, principalmente, del avance de la frontera agrícola (Viglizzo *et al.*, 2001) y el consiguiente desplazamiento de la ganadería a zonas bajas, sumado al crecimiento urbano constante. Esta intensificación en el uso de del suelo trae aparejado el incremento del deterioro de las aguas superficiales (Quirós *et al.*, 2006) lo cual tiene su efecto sobre las diversas comunidades que las habitan. En particular, ha mostrado tener su efecto significativo en la abundancia y distribución de especies de peces (Karr *et al.*, 1986; Vila-Gispert *et al.*, 2002; Rosso & Quirós, 2009). Debido a dicha sensibilidad y otras ventajas conocidas se propone la utilización de los peces en programas de monitoreo de calidad ambiental de los sistemas acuáticos (Karr, 1981; Hued & Bistoni, 2005; Teixeira de Mello, 2007).

El uso del suelo en la región pampeana, a su vez, afecta el estado de las riberas y la condiciones ambientales de los arroyos (Rosso & Fernández

Cirelli, 2013). Las diversas actividades antrópicas pueden modificar, reducir o eliminar la zona ribereña debido a la extensión de los cultivos hasta los márgenes de los cursos de agua, el uso de maquinarias agrícolas en esta zona, el ingreso de ganado, la construcción de caminos, rutas, casas en área ribereña, la introducción de especies vegetales exóticas, entre otras. De esta forma los sistemas ribereños reducen o pierden la capacidad que poseen de amortiguar los diversos impactos ambientales sobre los cuerpos de agua aledaños (Naiman & Decamps, 1997). Resultados recientes muestran una asociación entre estado de ribera y comunidades de peces en algunos arroyos pampeanos (Feijó *et al.*, 2012; Granitto *et al.*, 2016). La alteración de la zonas de riberas puede estar asociada a una reducción de la riqueza y la diversidad de la ictiofauna (Feijó *et al.*, 2012). De igual modo, un experimento de manejo del estado de las riberas mostró una recuperación de la riqueza de peces asociada a la exclusión del ganado (Giorgi *et al.*, 2014). A pesar de estos resultados aislados, no existen más estudios tendientes a explorar la relación entre el estado de las riberas en los arroyos pampeanos y sus comunidades de peces. Más aún, todos estos antecedentes provienen de una misma región biogeográfica, caracterizada por un alto número de especies. Por lo tanto, su extrapolación para arroyos pampeanos con una fauna de peces más empobrecida puede no ser conveniente. Los arroyos pampeanos situados al norte de los cordones serranos de Tandilia y Ventania, poseen mayor riqueza específica (Almirón *et al.*, 2000; Di Marzio *et al.*, 2003; Remes Lenicov *et al.*, 2005; Fernández *et al.*, 2008), y en forma inversa para arroyos ubicados al sur (Casciotta *et al.*, 1999).

El arroyo del Azul se localiza en el centro de la provincia de Buenos Aires dentro de la provincia ictiogeográfica Parano-platense de la región Neotropical (Ringuet, 1975; López, 2001; Menni, 2004). Grosman & Merlos (2011) identificaron 22 especies de peces en toda la cuenca de este arroyo. Entre éstas, se registraron especies paranoplatenses típicas como *Salminus brasiliensis*, *Megaleporinus obtusidens*, *Pimelodus maculatus* y *Oxydoras kneri*. Este registro pone de manifiesto la importancia de este curso de agua desde el punto de vista de la conservación de la ictiofauna ya que podría representar el sitio más austral de la distribución de las especies anteriormente mencionadas.

El objetivo de este trabajo es caracterizar la composición y estructura de la comunidad de peces y las condiciones de ribera en el arroyo del



Fig. 1. Localización geográfica de los sitios de muestreo en el arroyo del Azul.

Azul y comparar estos resultados entre tramos en los que existen diferentes usos del suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La cuenca del arroyo del Azul (Fig. 1) está ubicada en el centro de la provincia de Buenos Aires y comprende un área cercana a 6000 km² (Entraigas & Vercelli, 2013). Está conformada por el arroyo del Azul cuyos afluentes principales son el arroyo Videla y el arroyo Santa Catalina. El arroyo del Azul se origina en el sistema de Tandilia al suroeste de la cuenca, se desplaza en sentido SO-NE y desemboca, a través del canal 11, en la Bahía de Samborombón (Sala *et al.*, 1987).

En este curso de agua es posible diferenciar tres sectores en función del uso predominante que se le da al suelo (Sala *et al.*, 1987; González Castelain *et al.*, 1995). Un sector donde el uso de la tierra es principalmente agrícola, otro definido por el emplazado urbano que impone una presión importante sobre el arroyo durante su paso por la ciudad y finalmente, un sector donde el uso de suelo es ganadero. En el sector urbano, el arroyo es utilizado con fines recreativos, paisajísticos, estéticos, pesca deportiva, navegación, recepción de residuos de la planta de tratamiento de líquidos cloacales, efluentes industriales y pluviales (González Castelain *et al.*, 1995; Grosman & Merlos, 2011). Diversos estudios proponen una

sectorización del arroyo en base a la calidad del agua (González Castelain *et al.*, 1995; Rodríguez *et al.*, 2008; Rodríguez, 2010).

Para este trabajo se seleccionaron tres tramos del arroyo con usos del suelo diferentes como sitios de muestreo (Fig. 2): uno donde se desarrolla principalmente la actividad agrícola (A, 36°52'3" Lat. S. - 59°55'21" Long. O.), otro urbano donde se concentra la mayor presión antrópica (U, 36°47'19" Lat. S. - 59°52'42" Long. O.) y uno donde predomina la ganadería (G, 36°37'15" Lat. S. - 59°44'56" Long. O.). En los mismos se realizaron mediciones de ribera y muestreos ictiológicos en dos períodos estivales (veranos 2014 y 2015). Este diseño de muestreo apuntó a valorar la calidad relativa de las riberas y las comunidades de peces bajo estos tres escenarios comunes en la región pampeana, independientemente de la dispersión que cada sitio muestre de una situación de referencia. Por ese motivo, este diseño de muestreo no incluyó un sitio de referencia.

Ribera

Las condiciones de ribera fueron evaluadas en cada uno de los sitios en un tramo de 100 metros mediante seis transectas perpendiculares al curso trazadas a los 0, 20, 40, 60, 80 y 100 metros. En cada transecta se midió el ancho de ribera en ambas márgenes. En los cinco tramos delimitados por las transectas y en ambas márgenes se determinó el grado y la estructura de cobertura ribereña mediante porcentajes de suelo desnudo, árboles y arbustos, y herbáceas; la estabilidad de márgenes del arroyo cuantificando la relación entre la longitud lineal de los bancos cubiertos por macrófitas y raíces sobre la longitud total; y la presencia de modificaciones de la naturalidad del canal. Se discriminó la presencia de especies vegetales exóticas. Los datos fueron tratados en conjunto como el promedio de los mismos.

Peces

Se utilizó en forma sistemática una misma unidad de muestreo de pesca en todas las estaciones de muestreo, conformada por una red trampa tipo garlito (Colautti, 1998), espineles y líneas de mano. Cada sitio de estudio fue muestreado dos veces en cada verano (n= 4). La red trampa se colocó con la nasa orientada aguas arriba y abajo alternadamente durante las dos noches de muestreo en cada sitio y se dejó actuar durante aproximadamente 12 horas. Conjuntamente con la trampa, se instalaron en forma oblicua a la orilla, 3 espineles con 8 anzuelos de diversas medidas. Las líneas de mano fueron empleadas



Fig. 2. Sitios de muestreo del arroyo del Azul. A: tramo agrícola, B: tramo urbano, y C: tramo ganadero.

durante 4 horas en sitios cercanos a la trampa. Los ejemplares fueron identificados a nivel específico según Ringuelet *et al.* (1967), López *et al.* (1987), Casciotta *et al.* (2005), Rosso (2006) y Miquelarena *et al.* (2008). Se determinó la abundancia y la biomasa específica (0,1 g).

Análisis de datos

Se calculó el Índice de Riberas (*Ri*, Rosso & Fernández Cirelli, 2013), diseñado y aplicado en más de 30 arroyos pampeanos y en arroyos del este de África (Alemu *et al.*, 2017), y el Índice de Calidad de Riberas Pampeanas (*ICRP*, Basílico *et al.*, 2015). Este último es una adaptación del índice QBR de Muneé *et al.* (2003) para evaluar la condición ambiental de arroyos de la llanura pampeana. Queda excluida la parte B del *ICRP* ya que el uso de suelo no puede ser puntuado porque forma parte del diseño de muestreo elegido.

Se evaluó la significancia de las diferencias en las abundancias de especies de peces encontradas entre sitios ($n=4$) mediante un análisis de ANOVA de una vía de Kruskal-Wallis (para especies presentes en los 3 sitios) o un test de Mann-Whitney (para especies presente en sólo 2 sitios) (Infostat, 2008). Se analizó la estructura de peces en los diferentes tramos a través del índice de Morisita-Horn, utilizando las abundancias relativas específicas. La composición de los peces se evaluó a través del índice de similitud de Jaccard en función de la presencia/ausencia específica de cada sitio. Para cada sitio de muestreo se calculó el índice de diversidad de Shannon-Weaver, de equitatividad de Pielou y de dominancia de Berger-Parker a partir de los datos totales acumulados en ambos muestreos.

Basándose en diversos autores (Karr, 1981; Hughes & Gammon, 1987; Lyons *et al.*, 1996, entre otros), se seleccionaron y calcularon para

cada uno de los sitios diversas métricas de la comunidad de peces relacionadas con la composición, abundancia, riqueza específica, hábitat, alimentación, etc. Estas métricas representan atributos taxonómicos y ecológicos de la comunidad de peces que se presume pueden responder al gradiente de deterioro bajo estudio.

Dicha selección de métricas se llevó a cabo en función de la fauna propia del arroyo del Azul con base en los fundamentos ecológicos de las métricas propuestas por los diferentes autores.

Para explorar la relación entre la comunidad de peces y la ribera se calculó el grado de asociación entre ambos índices de riberas y las diferentes métricas de las comunidades de peces mediante el coeficiente de correlación de Spearman.

RESULTADOS

El estado de condición de las riberas fue sustancialmente diferente en los sitios con distinto uso del suelo (Fig. 3), siendo mínimo en el tramo urbano.

Se capturaron un total de 1180 peces correspondientes a 6 órdenes, 10 familias y 15 especies (Tabla 1). La familia con mayor número de especies fue Characidae. *Astyanax pampa* fue la especie predominante en abundancia representando el 74,83% del total de ejemplares capturados. La biomasa total capturada fue de 31,46 kg de la cual la carpa común (*Cyprinus carpio*) presentó la mayor proporción (35,16%), acompañada por *Hypostomus commersoni* con el 21,16% y *A. pampa* con el 15,17%.

El tramo agrícola mostró los menores valores de abundancia y biomasa representando un 5,17% y 12,04% respectivamente del total de ejemplares capturados en todo el curso de agua. En cambio, la mayor abundancia se presentó en

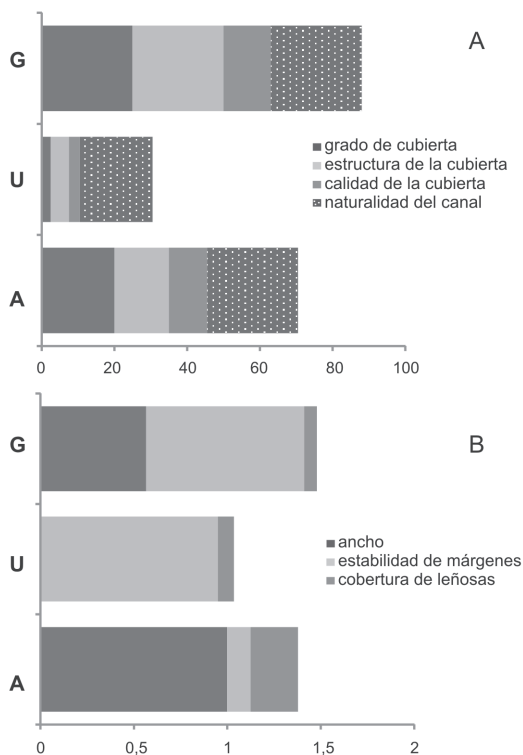


Fig. 3. Índices de riberas para los tres tramos del arroyo del Azul. A: Basílico et al. (2015); B: Rosso & Fernández Cirelli (2013). A: tramo agrícola; U: tramo urbano; G: tramo ganadero.

el sitio urbano (57,03%) y los máximos valores de biomasa en el tramo ganadero (47,96%). Las diferencias observadas entre sitios no fueron significativas. A pesar de ello, algunos patrones de distribución de la abundancia de especies resultaron muy evidentes. Especies como *Astyanax pampa*, *Bryconamericus iheringii*, *Cheirodon interruptus*, *Cyprinus carpio*, *Oligosarcus jenynsii* y *Pimelodella laticeps* estuvieron presentes en los tres tramos y mostraron un aumento de su abundancia con el impacto urbano. En contraposición, *Rhamdia quelen*, mostró un gradiente de abundancia opuesto al deterioro. Tanto *Cyphocharax voga* como *Hypostomus commersoni* se encontraron a partir del tramo urbano. La abundancia de *Australoheros facetus* en el tramo urbano se vio reducida frente a las otras condiciones. El resto de las especies fueron colectadas solo en un único sitio. La estructura de la comunidad de peces del tramo agrícola fue diametralmente diferente a la observada en el urbano y en el ganadero ($Imor_{A-U}$: 0,082, $Imor_{A-G}$: 0,155). Entre estos últimos dos se halló una mayor similitud de la estructura de las

comunidades de peces ($Imor_{U-G}$: 0,867). En cambio, la composición de especies fue semejante entre los diferentes tramos: J_{U-G} = 0,667, J_{U-A} = 0,667 y J_{A-G} = 0,615.

El tramo ganadero presentó la mayor riqueza (Tabla 1). Se pudo apreciar una alta dominancia en los tramos urbano y ganadero con la consiguiente baja equitatividad. Contrariamente, en el sitio agrícola se observó el patrón inverso donde la diversidad de la comunidad de peces fue máxima.

Las especies capturadas fueron clasificadas según su hábitat, tolerancia, dieta y presencia de cuidados parentales (Tabla 2). En función de estas categorías, se calcularon diversas métricas para las comunidades de peces en los tres tramos (Tabla 3).

La abundancia de CPA y la proporción de especies Siluriformes en la comunidad de peces estuvieron asociadas inversamente a la condición de las riberas (Fig. 4). La abundancia de OJE mostró el patrón opuesto, aumentando a medida que mejoraron las condiciones de ribera. En todos los casos las correlaciones fueron significativas ($p \leq 0,10$).

DISCUSIÓN

Las especies de peces encontradas en el arroyo del Azul representan los tipos ecológicos de peces neotropicales de agua dulce para la provincia parano-platense propuestos por Ringuelet (1975). La ausencia en las capturas de las especies ocasionales citadas por Grosman & Merlos (2011) podría insinuar una expansión y retracción elástica del área de distribución de ciertas especies rioplatenses en respuesta a diferentes variables ambientales y culturales, situación ya planteada por Baigún et al. (2002) y Gómez (2015).

El dominio de representantes Characiformes tal como se observó en el presente estudio, es una característica en la región pampeana (Rosso, 2006) y también en Sudamérica (Agostinho et al., 2000). Todas las especies encontradas son autóctonas, a excepción de *Cyprinus carpio* de carácter exótica-invasiva. La rusticidad de *C. carpio* sumada a su amplio espectro trófico y alta fecundidad, son la clave para los efectos deletéreos sobre los peces que habitan la Pampasia (López Cazorla & Pizarro, 2000; Colautti & Remes Lenicov, 2001; Gómez, 2015). *Mugil liza* transcurre una parte de su vida en aguas de baja salinidad, como lagunas costeras y estuarios, con incursiones frecuentes de más de 300 kilómetros hacia aguas interiores (González-Castro, 2007), por lo que

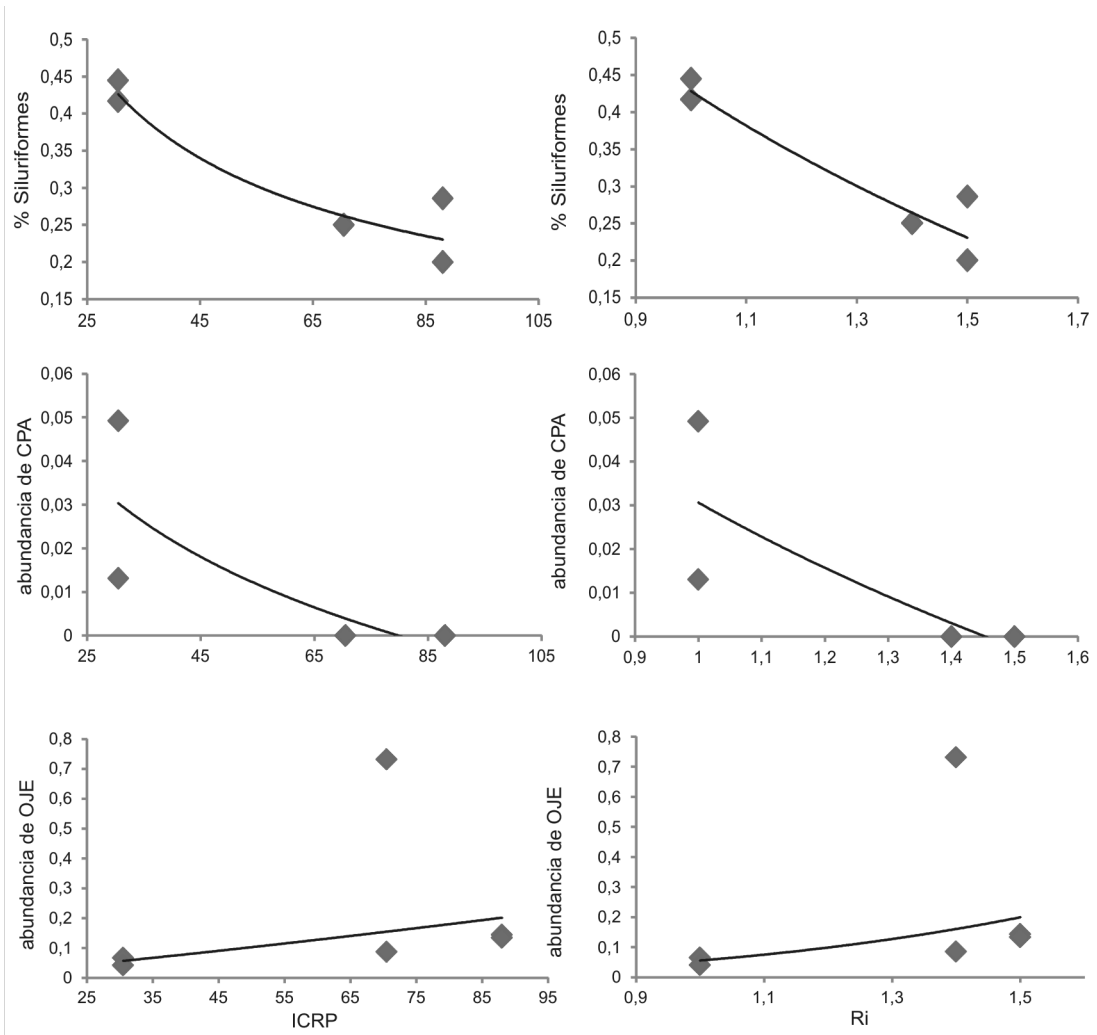


Fig. 4. Relación entre la proporción de Siluriformes, la abundancia de *Corydoras paleatus* (CPA) y de *Oligosarcus jenynsii* (OJE) con los índices de condición de riberas. ICRP (Índice de Condición de Riberas Pampeano); Ri (Índice de Ribera).

puede ser considerada especie ocasional en el arroyo del Azul. Por otra parte, *C. voga* junto con *H. commersoni* y *L. anus* forman parte de la fauna típica del río Salado y sus zonas de influencia (Rosso, 2006). Las mismas llegarían a este arroyo bajo condiciones de baja salinidad en la Bahía de Samborombón, lo que permitiría el desplazamiento entre la baja cuenca del río Salado y la desembocadura del canal 11, a quién le tributa sus aguas el arroyo del Azul.

Especies como *Astyanax pampa*, *Bryconamericus iheringii*, *Cheirodon interruptus*, *Cyprinus carpio*, *Oligosarcus jenynsii* y *Pimelodella laticeps* podrían ser consideradas eurioicas ya que estuvieron presentes en los tres

tramos. Del mismo modo, nuestros resultados sugieren cierta tolerancia en estas especies ya que aumentaron su abundancia con el impacto urbano. La tolerancia de *C. carpio* también fue planteada por Fernández *et al.* (2012), sin embargo, para el resto de las especies algunos autores postulan cierta sensibilidad frente a forzantes ambientales (Bistoni *et al.*, 1999; Bozzeti & Schulz, 2004; Hued & Bistoni, 2005 y Texeira de Mello, 2007). La abundancia de *Australoheros facetus* en el tramo urbano se vio reducida, sugiriendo cierta sensibilidad de la especie a estas condiciones, lo cual también es sostenido por Bozzeti & Schulz (2004). La presencia de *C. voga* aguas abajo del sector urbano, coincide con observa-

Tabla 1. Clasificación sistemática, abundancia y biomasa específica e índices calculados para los tres tramos del arroyo del Azul con uso de suelo contrastante. A: tramo agrícola; U: tramo urbano; G: tramo ganadero; N: abundancia (en número); B: biomasa (en gramos).

Orden	Familia	Especie	Código	A		U		G	
				N	B	N	B	N	B
Characiformes	Characidae	<i>Astyanax pampa</i>	AEI	21	266,9	545	2607,4	317	1899,66
		<i>Bryconamericus iheringii</i>	BIH	6	45,2	14	53,6	17	78,6
		<i>Cheirodon interruptus</i>	CIN	1	0,6	10	27,9	1	3,1
		<i>Oligosarcus jenynsii</i>	OJE	22	779,6	29	588,5	61	1806,93
		Curimatidae	<i>Cyphocharax voga</i>	CVO	-	-	7	437,3	4
	Erythrinidae	<i>Hoplias malabaricus</i>	HMA	-	-	-	-	1	707,2
Cichliformes	Cichlidae	<i>Australoheros facetus</i>	AFA	3	260,1	1	40,5	13	444
Cypriniformes	Cyprinidae	<i>Cyprinus carpio</i>	CCA	2	941	6	3935,4	5	6185
Cyprinodontiformes	Anablepidae	<i>Jenynsia lineata</i>	JLI	-	-	-	-	1	0,26
Mugiliformes	Mugilidae	<i>Mugil liza</i>	MLI	-	-	-	-	1	225
Siluriformes	Callichthyidae	<i>Corydoras paleatus</i>	CPA	-	-	11	57,6	-	-
	Heptapteridae	<i>Pimelodella laticeps</i>	PLA	3	28,5	41	236,2	21	142,2
		<i>Rhamdia quelen</i>	RQU	3	1465,7	2	422,3	1	332,3
	Loricariidae	<i>Hypostomus commersoni</i>	HCO	-	-	6	3760	3	2897,4
		<i>Loricariichthys anus</i>	LAN	-	-	1	417,8	-	-
TOTAL				61	3787,6	673	12584,5	446	15091,15
Riqueza total				8		12		13	
Equitatividad de Pielou total				0,76		0,34		0,42	
Dominancia de Berger-Parker total				0,36		0,81		0,71	
Diversidad de Shannon-Weaver total				1,59		0,86		1,08	

ciones previas que muestran como esta especie prolifera bien en aguas impactadas por descargas antrópicas (Rosso & Quirós, 2009). Esto finalmente se traduce en un cambio profundo de la estructura de las comunidades de peces de los ecosistemas acuáticos pampeanos (Rosso & Quirós, 2010). Algo similar se observó con *H. commersoni*, lo cual concuerda con Bozzeti & Schulz (2004) quienes en su estudio realizado en seis arroyos del sur de Brasil, hallaron una mayor abundancia de esta especie en el arroyo con mayor impacto antrópico. Contrariamente, *Rhamdia quelen* mostró un gradiente de abundancia opuesto al de deterioro. Dicho patrón no coincide con lo planteado por diversos autores (Bistoni et al., 1999; Rosso, 2006; Teixeira de Mello, 2007; Fernández et al., 2012) que sugieren cierta tolerancia para esta especie.

La diversidad de peces se comportó de igual forma que la calidad de agua analizada por diversos autores (González Castelain et al. 1995; Rodríguez et al., 2008; Rodríguez, 2010).

Bajo un uso de suelo urbano y ganadero, la baja diversidad de peces estuvo sostenida por la

dominancia *A. pampa*, a pesar de una mayor cantidad de especies capturadas respecto al tramo agrícola. Este patrón también ha sido observado por Granitto et al. (2016) en tres arroyos situados en la cuenca media del río Areco, y por Colautti et al. (2009) en el arroyo La Chozza ubicado en la cuenca del río Reconquista, en los cuales se presentó una dominancia de *Bryconamericus iheringii* y *Cheirodon interruptus*.

Ambos índices de ribera reflejaron la misma tendencia, una disminución en el sitio urbano y una mejor situación bajo los otros usos de suelo. El índice propuesto por Basílico et al. (2015) mostró diferencias más contrastantes entre los tres sitios. Bajo fuerte presión antrópica por urbanización, las riberas cambian substancialmente su composición florística (Faggi et al., 1999). Una baja calidad de ribera asociada a tramos urbanos también fue comprobada en ríos de la Patagonia (Kutschker et al., 2009) sometidos a distintos usos del suelo. Estos autores muestran que las riberas de los tramos urbanizados presentan alteración importante y una calidad intermedia a mala, siendo clasificados junto con las pasturas,

Tabla 2. Clasificación de las especies de peces encontradas. Referencias: 1: Chalar *et al.* (2013), 2: Hued & Bistoni (2005), 3: Texeira de Mello (2007), 4: Bistoni *et al.* (1999), 5: Bozzeti & Schulz (2004), 6: Rosso (2006), 7: Fernández *et al.* (2012), 8: Fernández *et al.* (1998) y 9: opinión de expertos. Códigos de especies como en Tabla 1.

sp.	Hábitat	Tolerancia	Dieta	Cuidados parentales
AFA	ambiente profundo ⁶	intolerante ⁵	omnívoro ^{5,6}	si ⁶
APA	ambiente profundo ⁶	intolerante ⁵	omnívoro ⁵	no ⁹
BIH	ambiente somero ⁶	intolerante ^{2,3,4,5}	omnívoro ^{5,6,7}	no ⁹
CIN	ambiente somero ⁶	intolerante ^{2,3,5}	omnívoro ^{5,6,7}	no ⁶
CPA	bentónica/ ambiente somero ^{6,7}	tolerante ^{1,2,3,4,5,6}	omnívoro ^{5,6,7}	no ⁹
CVO	bentónica/ ambiente profundo ⁶	tolerante ^{1,5}	detritívoro-algívoro ^{1,6,7}	no ⁹
CCA	bentónica ⁷ / ambiente profundo ⁹	tolerante ⁷	omnívoro ⁶	no ⁶
HMA	ambiente profundo ^{6,7}	tolerante ^{3,5,6}	piscívoro ^{5,6,7}	si ⁶
HCO	bentónica/ ambiente profundo ^{6,7}	tolerante ^{3,5}	detritívoro-algívoro ^{6,7}	si ⁶
JLI	ambiente somero ²	tolerante ^{2,4,6}	omnívoro ^{6,7}	si ⁶
LAN	bentónica ⁷ / ambiente profundo ⁹	intolerante ⁹	detritívoro-algívoro ⁶	si ⁶
MLI	ambiente profundo ⁹	tolerante ⁸	detritívoro-algívoro ⁶	no ⁹
OJE	ambiente profundo ^{2,6}	intolerante ^{2,5}	piscívoro ^{5,6,7}	no ⁶
PLA	bentónica ⁷ / ambiente profundo ⁹	intolerante ²	omnívoro ^{6,7}	no ⁶
RQU	bentónica ⁶ / ambiente profundo ⁹	tolerante ^{3,4,6,7}	piscívoro ^{7,8}	no ⁶

como los usos con consecuencias más severas sobre el corredor ribereño.

En arroyos de llanura se sugieren riberas de 10 metros de ancho para que las mismas puedan actuar como filtro de sedimentos y nutrientes (Dillaha *et al.*, 1989). El tramo con un uso agrícola en el suelo aledaño, mostró un ancho de riberas promedio de 13 metros. Por lo tanto, el desarrollo de la vegetación ribereña en este tramo podría estar actuando como zona buffer del impacto que produciría la agricultura sobre la calidad de estos cuerpos de agua. Esta buena situación de ribera bajo un uso agrícola, no es universal para toda el área cultivable de la región pampeana. Alternativamente, el escenario para la ribera puede ser diferente en los establecimientos donde la agricultura se práctica hasta las márgenes de los arroyos. La buena calidad de riberas observada en el tramo ganadero puede atribuirse a la presencia de alambrados en ambas márgenes del arroyo los cuales actuarían de protección frente al efecto que el ganado puede producir sobre el sistema. La recuperación de la condición de ribera luego de la exclusión del ganado ya fue probada experimentalmente en la región pampeana (Giorgi *et al.*, 2014). En condiciones de acceso irrestricto del ganado a los arroyos, la calidad de riberas es menor incluso respecto a tramos con uso del suelo agrícola circundante (Rosso & Fernández Cirelli, 2013; Granitto *et al.*, 2016).

La abundancia de *O. jenynsii* estuvo asociada positivamente con la calidad de las riberas de los

diferentes tramos. El mismo es considerado por varios autores (Bozzeti & Schulz, 2004; Hued & Bistoni, 2005) como sensible a la calidad del agua en los ecosistemas que habita, lo cual tiene una estrecha relación con la calidad de sus riberas. Especies piscívoras, como el dientudo, generalmente habitan en ambientes con grandes volúmenes de agua y a medida que la influencia antrópica aumenta se ve disminuida su abundancia (Karr *et al.*, 1986; Lyons *et al.*, 1996). Granitto *et al.* (2016) observaron un patrón semejante sostenido por el mismo fundamento: aumento de la biomasa relativa de peces piscívoros (*H. malabaricus* y *O. jenynsii*) con un incremento de la calidad de riberas. Nuestros resultados muestran que los Siluriformes presentan un patrón inverso, aumentando su proporción con bajos valores de calidad de ribera. El número de siluriformes ha sido propuesto como métrica de índices de integridad biótica en ambientes lóticos de Brasil (Araújo, 1998), Canadá (Steedman, 1987) y África (Hugueny *et al.*, 1996; Toham & Teugels, 1999). La mayoría de los representantes de este orden presentan barbillas táctiles y gustativas que le proporcionan éxito en ambientes con alta turbidez (Rosso, 2006), situación que caracteriza a los ambientes con alto impacto antrópico. Por otra parte, muchos Siluriformes, entre ellos *Corydoras paleatus*, tienen la capacidad de respirar oxígeno atmosférico debido a la presencia de estructuras anatómo-fisiológicas especiales (Nijssen, 1970). La dominancia de respiradores

Tabla 3. Cálculo de métricas para los tres tramos del arroyo del Azul. Códigos de especies como en Tabla 1. Prop. spp.: proporción de especies. A: tramo agrícola; U: tramo urbano; G: tramo ganadero.

métrica	tramo A		tramo U		tramo G	
	2014	2015	2014	2015	2014	2015
Prop. spp. exóticas	0	0,13	0,08	0	0,10	0
Prop. spp. nativas	1,00	0,88	0,92	1,00	0,90	1,00
Prop. spp. sensibles	0,75	0,75	0,58	0,56	0,60	0,43
Prop. spp. tolerantes	0,25	0,25	0,42	0,44	0,40	0,57
Prop. spp. bentónicas	0,25	0,38	0,58	0,56	0,40	0,29
Prop. spp. amb. profundos	0,75	0,75	0,75	0,67	0,80	0,71
Prop. spp. amb. someros	0,25	0,25	0,25	0,33	0,20	0,29
Prop. spp. omnívoros	0,50	0,75	0,58	0,56	0,60	0,43
Prop. spp. piscívoros	0,50	0,25	0,17	0,22	0,10	0,43
Prop. spp. detritívoras-algívoras	0	0	0,25	0,22	0,30	0,14
Prop. spp. Characiformes	0,75	0,50	0,42	0,56	0,50	0,57
Prop. spp. Siluriformes	0,25	0,25	0,42	0,44	0,20	0,29
Prop. spp. Cichliformes	0	0,13	0,08	0	0,10	0
Prop. abundancia mojarra	0,23	0,63	0,25	0,91	0,57	0,85
Prop. spp. c/ cuidados parentales	0	0,13	0,25	0,11	0,20	0,43
Abundancia relativa de AFA	0	0,09	0,02	0	0,08	0
Abundancia relativa de APA	0,12	0,51	0,16	0,87	0,50	0,83
Abundancia relativa de BIH	0,12	0,09	0,07	0,02	0,06	0,03
Abundancia relativa de CIN	0	0,03	0,02	0,02	0,01	0
Abundancia relativa de CPA	0	0	0,05	0,01	0	0
Abundancia relativa de CVO	0	0	0,07	0,01	0,03	0
Abundancia relativa de CCA	0	0,06	0,09	0	0,03	0
Abundancia relativa de HCO	0	0	0,03	0,01	0,01	0,004
Abundancia relativa de LAN	0	0	0,02	0	0	0
Abundancia relativa de OJE	0,73	0,09	0,07	0,04	0,14	0,13
Abundancia relativa de PLA	0	0,09	0,39	0,03	0,13	0
Abundancia relativa de RQU	0,04	0,06	0,02	0,002	0	0,004
Abundancia relativa de MLI	0	0	0	0	0,01	0
Abundancia relativa de HMA	0	0	0	0	0	0,004
Abundancia relativa de JLI	0	0	0	0	0	0,004

aéreos se propone como un fuerte indicador del descenso de oxígeno (Bozzeti & Schulz, 2004), parámetro que se ve afectado por diversos factores de presión antrópica. Del mismo modo, nuestros resultados muestran un aumento de la abundancia de *Corydoras paleatus* asociada al deterioro de la calidad de ribera.

Este trabajo muestra que tanto la comunidad de peces como la calidad de las riberas, respondieron a los diferentes usos del suelo. Asimismo, se evidenció una asociación entre algunos atributos de las comunidades de peces y los índices de ribera diseñados para ambientes de esta región. Nuestro diseño de muestreo no incluyó el escenario fisicoquímico del agua, por lo que la dinámica de la calidad del agua en relación al resto

de los atributos del sistema evaluados (peces y ribera) queda pendiente. No obstante, existe evidencia de que la calidad del agua en este sistema sigue de cerca el gradiente de deterioro ambiental (González Castelain *et al.*, 1995; Rodríguez *et al.*, 2008; Rodríguez, 2010). En conjunto, todos estos resultados sugieren un rol preponderante del uso de suelo sobre la condición de ribera, la calidad del agua y los ensamblajes de peces en este sistema.

El presente trabajo representa un aporte al incipiente conocimiento sobre la dinámica de los peces que habitan en arroyos pampeanos frente a los forzantes antrópicos. Este tipo de aproximaciones son fundamentales para sumar evidencia que constituya el punto de partida para la con-

servación y manejo de estos recursos.

Los cuerpos de agua de esta región tienen la particularidad de estar expuestos a múltiples actividades antrópicas que tienen su efecto directo o indirecto sobre ellos y sobre sus riberas, complejizando su dinámica, empobreciendo su calidad y afectando las comunidades que en estos habitan. La agricultura, ganadería y el desarrollo urbano son bastos ejemplos de ello.

AGRADECIMIENTOS

Los autores de este trabajo quieren agradecer a la Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires (CIC) y a todas aquellas personas e instituciones que de una u otra forma permitieron la realización de los trabajos de campo. JJR reconoce el apoyo del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET).

REFERENCIAS

- Agostinho, A., S. Thomaz, C. Minte-Vera & K. Wine-miller. 2000. Biodiversity in the high Paraná River floodplain. En: B. Gopal, W. Junk & J. Davis (eds.), *Biodiversity in wetlands: assessment, function and conservation*, pp. 89-118, Backhuys Publishers.
- Alemu, T., S. Bahrndorff, K. Hundera, E. Alemayehu & A. Ambelu. 2017. Effect of riparian land use on environmental conditions and riparian vegetation in the east African highland streams. *Limnologia* <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2017.07.001>
- Almirón, A., M. García, R. Menni, L. Protogino & L. Solari. 2000. Fish ecology of a seasonal lowland stream in temperate South America. *Marine Freshwater* 51: 265-274.
- Almirón, A., S. Gómez & N. Toresani. 1992. Peces de agua dulce de la provincia de Buenos Aires. En: H.L. López & E.P. Toni (eds.), *Situación ambiental de la provincia de Buenos Aires. Recursos y rasgos naturales en la evaluación ambiental*, pp. 1-29, Comisión de Investigaciones Científicas de la Prov. de Buenos Aires.
- Araújo, F. 1998. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Biologia* 58(4): 547-558.
- Baigún, C., G. López, A. Dománico, R. Ferriz, S. Sverlij & R. Delfino Schenke. 2002. Presencia de *Corydoras paleatus* (Jenyns, 1842), una nueva especie brasilica en el norte de la Patagonia (río Limay) y consideraciones ecológicas relacionadas con su distribución. *Ecología Austral* 12: 41-48.
- Basilico, G.O., L. De Cabo & A. Faggi. 2015. Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 17(2): 119-134.
- Bistoni, M., A. Hued, M. Videla & L. Sagretti. 1999. Efectos de la calidad del agua sobre las comunidades icticas de la región central de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 325-335.
- Bozzetti, M. & U.H. Schulz. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia* 529: 133-144.
- Casciotta, J., A. Almirón & J. Bechara. 2005. *Peces del Iberá. Hábitat y diversidad*. Fundación Ecos, Corrientes, 244 pp.
- Casciotta, J., A. Almirón, A. Cione & M. Azpelicueta. 1999. Brazilian freshwater fish assemblages from southern pampean area, Argentina. *Biogeographica* 75(2): 67-78.
- Chalar, G., L. Delbene, I. González-Bergonzoni & R. Arocena. 2013. Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecological Indicators* 24: 582-588.
- Colautti, D. 1998. Sobre la utilización de trampas para peces en las lagunas pampásicas. *Revista de Ictiología* 6(1/2): 17-23.
- Colautti D., M.E. Maroñas, E.D. Sendra, L. Protogino, F. Brancolini & D. Campanella. 2009. Ictiofauna del Arroyo La Choza, cuenca del Río de la Reconquista (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática* 26: 55-62.
- Colautti, D. & M. Remes Lenicov. 2001. Alimentación de la carpa (*Cyprinus carpio* Linnaeus 1758) en la laguna de Lobos, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral* 11: 69-78.
- Di Marzio W.D., M.C. Tortorelli & L.R. Freyre. 2003. Diversidad de peces en un arroyo de llanura. *Limnetica* 22:71-76.
- Dillaha, T.A., R.B. Reneau, S. Mostaghimi, & D. Lee. 1989. Vegetative filter strips for agricultural non-point source pollution control. *Transactions of the ASAE* 32(2): 513-519.
- Entraigas, I. & N. Vercelli. 2013. *Los paisajes de la Cuenca del arroyo del Azul*. Ed. Martín, Mar del Plata, 124 pp.
- Faggi, A. M., M. Arriaga & S. Aliscioni. 1999. Composición florística de las riberas del río Reconquista y sus alteraciones antrópicas. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 1(1): 1-6.
- Feijóo, C., P. Gantes, A. Giorgi, J.J. Rosso & E. Zunino. 2012. Valoración de la calidad de ribera en un arroyo pampeano y su relación con las comunidades. *Biología Acuática* 27: 105-113.
- Fernández, E., R. Ferriz, C. Bentos & G.R. López. 2008. Ichthyofauna of two streams in the high basin of the Samborombón River, Buenos Aires province, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 10(1): 147-154.
- Fernández, E., R. Ferriz, C. Bentos & G.R. López. 2012. Dieta y ecomorfología de la ictiofauna del arroyo Manantiales, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* 14(1): 1-13.
- Fernández, O.A., K.J. Murphy, A. López Cazorla, M.R.

- Sabbatini, M.A. Lazzari, J.C. Domaniewski & J.H. Irigoyen. 1998. Interrelationships of fish and channel environmental conditions with aquatic macrophytes in an Argentine irrigation system. *Hydrobiologia* 380: 15-25.
- Giorgi, A., J.J. Rosso & E. Zunino. 2014. Efectos de la exclusión de ganado sobre la calidad ambiental de un arroyo pampeano. *Biología Acuática* 30: 133-140.
- Gómez, S. 2015. Comunidad de peces de la cuenca del Río Salado del Sur y notas para su conservación (Argentina, Sud América). *Bioikos* 29(1): 21-28.
- González Castelain, J., E. Usunoff, F. Peluso & F. Grosman. 1995. Propuestas para la gestión del arroyo del Azul. *Actas 1^{er} Congreso Nacional del Agua y Saneamiento* 1: 1-13.
- González-Castro, M. 2007. Los peces representantes de la Familia Mugilidae en Argentina. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Mar del Plata, Argentina. 187 pp.
- Granitto, M., J.J. Rosso, M.B. Boveri & A.M. Rennella. 2016. Impacto del uso del suelo sobre la condición de ribera en arroyos pampeanos y su relación con la estructura de la comunidad de peces. *Biología Acuática* 31: 19-27.
- Grosman, F. & C. Merlos. 2011. Una mirada ambiental a los ecosistemas acuáticos del partido de Azul. En: E. Requesens (ed.), *Bases agroambientales para el desarrollo sustentable del partido de Azul*, pp. 77-116, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires.
- Hued, A.C. & M.A. Bistoni. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia* 543: 279-298.
- Hughes, R.M. & J.R. Gammon. 1987. Longitudinal Changes in Fish Assemblages and Water Quality in the Willamette River, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 116:196-209.
- Hugueny, B., S. Carnara, B. Samoura & M. Magassouba. 1996. Applying an index of biotic integrity based on fish assemblages in a West African river. *Hydrobiologia* 331: 71-78.
- Karr, J. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21-27.
- Karr, J., K. Faush, P. Angermeier, P. Yant & I. Schlosser. 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters a Method and Its Rationale. *Illinois Natural History Survey Special publication* 5: 1-28.
- Kutschker, A., C. Brand & M.L. Miserendino. 2009. Evaluación de la calidad de los bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. *Ecología Austral* 19:19-34.
- López Cazorla, A. & G. Pizarro. 2000. Age and growth of the common carp *Cyprinus carpio* (L.) in the irrigation system of the Colorado River Valley, Buenos Aires Province, Argentina. *Natura Neotropicalis* 31(1 y 2): 61-71.
- López H. & A.M. Miquelarena. 2005. Biogeografía de los peces continentales de la Argentina. En: J. Llorente Bousquets y J.J. Morrone (eds.), *Regionalización biogeográfica en Iberoamérica y tópicos afines, Primeras Jornadas Biogeográficas de la Red Iberoamericana de Biogeografía y entomología sistemática*, pp. 509-550, Universidad Nacional Autónoma de México.
- López, H., C. Baigún, J. Iwaszkiw, R. Delfino & O. Padín. 2001. *La cuenca del salado: uso y posibilidades de sus recursos pesqueros*. Ed. Universidad Nacional de La Plata, La Plata, 60 pp.
- López, H., R. Menni & A. Miquelarena. 1987. Lista de los peces de agua dulce de la Argentina. *Biología Acuática* 12: 1-50.
- Lyons, J., L. Wang & T.D. Simonson. 1996. Development and Validation of an Index of Biotic Integrity for Coldwater Streams in Wisconsin. *Fisheries management* 16(2): 241-256.
- Menni, R. 2004. *Peces y ambientes en la Argentina continental*. Monografías del Museo Argentino de Ciencias Naturales 5, Buenos Aires, 316 pp.
- Miquelarena, A., J. Mantinian & H. López. 2008. Peces de la Mesopotamia Argentina (Characiformes: Characidae: Cheirodontinae). En: F. Aceñolaza (ed.), *Temas de la Biodiversidad del Litoral III*, pp. 51-90, Universidad Nacional de Tucumán.
- Munné, A., N. Prat, C. Solá, N. Bonada & M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 147-163.
- Naiman, R.J. & H. Décamps. 1997. The ecology of interfaces: Riparian Zones. *Annual Review of Ecology and Systematics* 28: 621-58.
- Nijssen, H. 1970. Revision of the Surinam catfishes of the genus *Corydoras* Lacépède, 1803 (Pisces, Siluriformes, Callichthyidae). *Beaufortia* 18(230):1-75.
- Paracampo, A., I. García, H. Mugni, N. Marrochi, P. Carriquiriborde & C. Bonetto. 2015. Fish assemblage of a Pampasic stream (Buenos Aires, Argentina): temporal variations and relationships with environmental variables. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 50: 145-153.
- Quirós, R., M. Boveri, C. Petracchi, A. Rennella, J.J. Rosso, A. Sosnovsky & H. von Bernard. 2006. Los efectos de la agricultura del humedal pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. *Eutrofização na América do Sul: Causas, consequências e tecnologias de gerenciamento e controle*: 1-16.
- Remes Lenicov, M., D. Colautti & H. López. 2005. Ictiofauna de un ambiente lótico suburbano: el Arroyo Rodríguez (Buenos Aires, Argentina). *Biología Acuática* 22: 223-230.
- Ringuelet, R. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictícolas de América del Sur. *Ecosur* 2(3): 1-122.
- Ringuelet, R., R. Aramburu & A. Alonso. 1967. *Los peces argentinos de agua dulce*. Comisión de Investigaciones Científicas de la Prov. de Buenos Aires, La Plata, 602 pp.
- Rodríguez, L. 2010. Desarrollo y aplicación de Índices de Calidad de Agua para la gestión del Arroyo del Azul. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de

- La Plata, La Plata. 102 pp.
- Rodríguez, L., F. Peluso & J. González Castelain. 2008. Comparación de índices de calidad de aguas aplicados en el arroyo del Azul, provincia de Buenos Aires. *Cuadernos del Curiam* 14: 41-50.
- Rosso, J.J. 2006. *Peces pampeanos: guía y ecología*. Literature of Latin America, Buenos Aires, 224 pp.
- Rosso, J.J. & A. Fernández Cirelli. 2013. Effects of land use on environmental conditions and macrophytes in prairie lotic ecosystems. *Limnológica* 43: 18-26.
- Rosso, J.J. & R. Quirós. 2009. Interactive effects of abiotic, hydrological and anthropogenic factors on fish abundance and distribution in natural run-of-the-river shallow lakes. *River Research and Applications* 25(6): 713-733.
- Rosso, J.J. & R. Quirós. 2010. Patterns in fish species composition and assemblage structure in the upper Salado River lakes, Pampa Plain, Argentina. *Neotropical Ichthyology* 8(1):135-144.
- Sala, J., E. Kruse & R. Aguglino. 1987. *Investigación hidrológica de la Cuenca del Arroyo Azul, Provincia de Buenos Aires. Programa Prioritario de Asesoramiento a Municipalidades*. Comisión de Investigaciones Científicas de las Prov. de Buenos Aires, La Plata, 235 pp.
- Steedman, R. 1988. Modification and Assessment of an index of Biotic integrity to Quantify Stream Quality in Southern Ontario. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 492-501.
- Teixeira de Mello, F. 2007. **Efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y las comunidades de peces en sistemas lóticos de la cuenca baja del Río Santa Lucía (Uruguay)**. Tesis de Maestría. Universidad de la República, Montevideo. 58 pp.
- Toham, A. & G. Teugels. 1999. First data on an Index of Biotic Integrity (IBI) based on fish assemblages for the assessment of the impact of deforestation in a tropical West African river system. *Hydrobiologia* 397: 29-38.
- Viglizzo, E.F., F. Lértora, A.J. Pordomingo, J.N. Bernardos, Z.E. Roberto & H. Del Valle. 2001. Ecological lessons and applications from one century of low external-input farming in the pampas of Argentina. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83: 65-81.
- Vila-Gispert, A., E. Garcia-Berthou & R. Moreno-Amich. 2002. Fish zonation in a Mediterranean stream: effects of human disturbances. *Aquatic Sciences* 64: 163-170.

Doi: 10.22179/REVMACN.20.545

Recibido: 1-VIII-2017

Aceptado: 28-V-2018