



Santa Fe



Entre Ríos



Chaco



Corrientes

Proyecto “Evaluación biológica y pesquera de especies de interés deportivo y comercial en el Río Paraná. Argentina”

Instituciones Integrantes del Proyecto

Gobierno Nacional

Ministerio de Agroindustria
Subsecretaría de Pesca y Acuicultura
Dirección de Pesca Continental (DPC)

Provincia de Santa Fe

Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente
Secretaría de Medio Ambiente
Subsecretaría de Recursos Naturales
Dirección General de Manejo Sustentable de los Recursos Pesqueros

Provincia de Entre Ríos

Ministerio de Producción
Dirección General de Recursos Naturales
Dirección de Gestión de Uso Sustentable de los Recursos Naturales

Provincia de Chaco

Subsecretaría de Recursos Naturales
Dirección de Fauna y Áreas Naturales Protegidas
Departamento de Fauna y Pesca

Provincia de Corrientes

Dirección de Recursos Naturales
Subdirección de Fauna y Flora
Departamento de Fauna Íctica y Silvestre

Este trabajo puede ser citado como sigue:

Llamazares Vegh, S. 2016. Variaciones espaciales y temporales de las comunidades de peces en lagunas del valle aluvial del río Paraná Medio (Argentina). Dirección de Pesca Continental, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, MA. Bs. As. Informe Técnico nº 32:1-25.

[http:// www.agroindustria.gob.ar /site/pesca/pesca_continental/index.php](http://www.agroindustria.gob.ar/site/pesca/pesca_continental/index.php)

Variaciones espaciales y temporales de las comunidades de peces en lagunas del valle aluvial del río Paraná Medio (Argentina).

Sabina Llamazares Vegh

Enero 2016

Introducción

Los sistemas fluviales son sistemas complejos, con dimensiones laterales y longitudinales de gran relevancia para la estructuración de las comunidades biológicas (Ward, 1989; Junk *et al.*, 1989; Faush *et al.*, 2002). El gradiente natural de los ríos genera patrones comunitarios diferenciales de la ictiofauna desde su origen hasta la desembocadura, así como ensambles característicos de la zona ribereña, diferentes a los del centro del cauce (García de Jalón y González, 1998; Habit *et al.* 2003; Parra *et al.* 2004; Li y Gelwick, 2005; Lampert y Sommer, 2007; Sullivan y Watzin, 2009). De esta forma, las diferencias existentes en el ambiente físico de un río, fuerzan a las poblaciones de las distintas especies a distribuirse según la existencia de condiciones físicas y bióticas óptimas para su sobrevivencia. La complejidad de las comunidades de peces y su diversidad se incrementan con la complejidad de la estructura del hábitat. Dentro de un curso el gradiente de condiciones a lo largo del mismo, constituye un filtro que segrega efectivamente diversas comunidades de peces, por lo tanto, los diferentes tramos del mismo pueden ser caracterizados de acuerdo a los peces presentes en él (Angermeier y Karr, 1984; Hughes y Gammon, 1987). Ello conlleva finalmente a la formación de un determinado tipo de ensamble (Keddy, 1992; Poff, 1997), para cada hábitat disponible en el ecosistema.

El río Paraná recorre en la República Argentina aproximadamente 2000 km y a partir de su confluencia con el río Paraguay, su principal tributario, desarrolla un potamon¹ muy complejo de unos 1100 km de longitud y 33000 km² de superficie. El cauce principal y los ríos secundarios que surcan el valle aluvial delimitan numerosas islas que contienen una enorme cantidad y diversidad de cuerpos de agua, desde pequeños charcos que se secan total o parcialmente durante el estiaje hasta grandes lagunas, relativamente profundas, comunicadas con el río la mayor parte del año (Tablado *et al.*, 1988). Las características más salientes del sistema son las variaciones

¹ <http://www.fao.org/docrep/003/x6853s/X6853S02.htm>

del nivel hidrométrico, que se corresponden normalmente con las de la temperatura (Oldani, 1990). Anualmente se producen ascensos hidrométricos de primavera y verano (Bonetto *et al.*, 1981; Welcomme, 1985; Vazzoler *et al.*, 1997; Fuentes, 1998) como consecuencia de las lluvias en la alta cuenca. Sobre este ciclo están impresos otros, de intervalos irregulares, de crecientes extraordinarias, debido a que alcanzan niveles máximas ó un periodo de inundación de mayor duración. Cuando se producen en verano, estarían asociadas al fenómeno del Niño (Oldani, 1990). Durante las sequías, se produce el flujo de materiales desde la planicie hacia curso el río y el aislamiento paulatino de los cuerpos de agua de la planicie y aún su extinción temporal, hasta una nueva fase de inundación (Giraudó, 2006). En este contexto, la región media del río Paraná presenta una gran diversidad de hábitats que varían y fluctúan dependiendo de las características hidrológicas, y por ello el estudio de comunidades ícticas es muy difícil de llevar a cabo. Sin embargo, es de suma importancia conocer la dinámica de estos ambientes ya que componen los hábitats cruciales para la sobrevivencia de las poblaciones de peces.

Objetivo

Evaluar las diferencias que se producen en la comunidad de peces en tres lagunas del río Paraná a partir de la base de datos del “Proyecto de Evaluación biológica y pesquera de las especies de interés comercial y deportivo del río Paraná, Argentina” de once años de muestreo (2005-2015).

Objetivos particulares

- Estudiar la tendencia espacial o cambio en el ensamble de especies por sitio.
- Detectar las especies que contribuyen a la diferenciación entre sitios.
- Determinar la influencia del nivel hidrométrico en los ensambles de peces.

Materiales y Métodos

Obtención de datos

En el marco del “Proyecto evaluación biológica y pesquera de especies de interés deportivo y comercial en el Río Paraná, Argentina (EBIPES)” se utilizaron los datos disponibles desde 2005 hasta 2015. Los sitios más representados, y aquí

analizados, fueron Cementerio Indio (Reconquista, Santa Fe); Laguna Machado (Helvecia, Santa Fe) y Laguna La Grande (Victoria, Entre Ríos) (Fig.1). Cementerio Indio se encuentra en la región más al norte del río Paraná, seguido por Laguna Machado y Victoria, que se encuentra sobre el valle aluvial. El área de estudio tiene una extensión aproximada de 460 kilómetros sobre el río Paraná. Las tres lagunas estudiadas son parte del sistema de inundación del río Paraná, sin embargo presentan extensiones, distancias al canal principal y morfologías diferentes (Fig.2). En cada zona los muestreos se realizaron en ambientes con características fluviales y lacustres (ver Espinach Ros y Sánchez, 2007; Espinach Ros, 2008; Espinach Ros, 2012 y Lozano *et al.*, 2014).

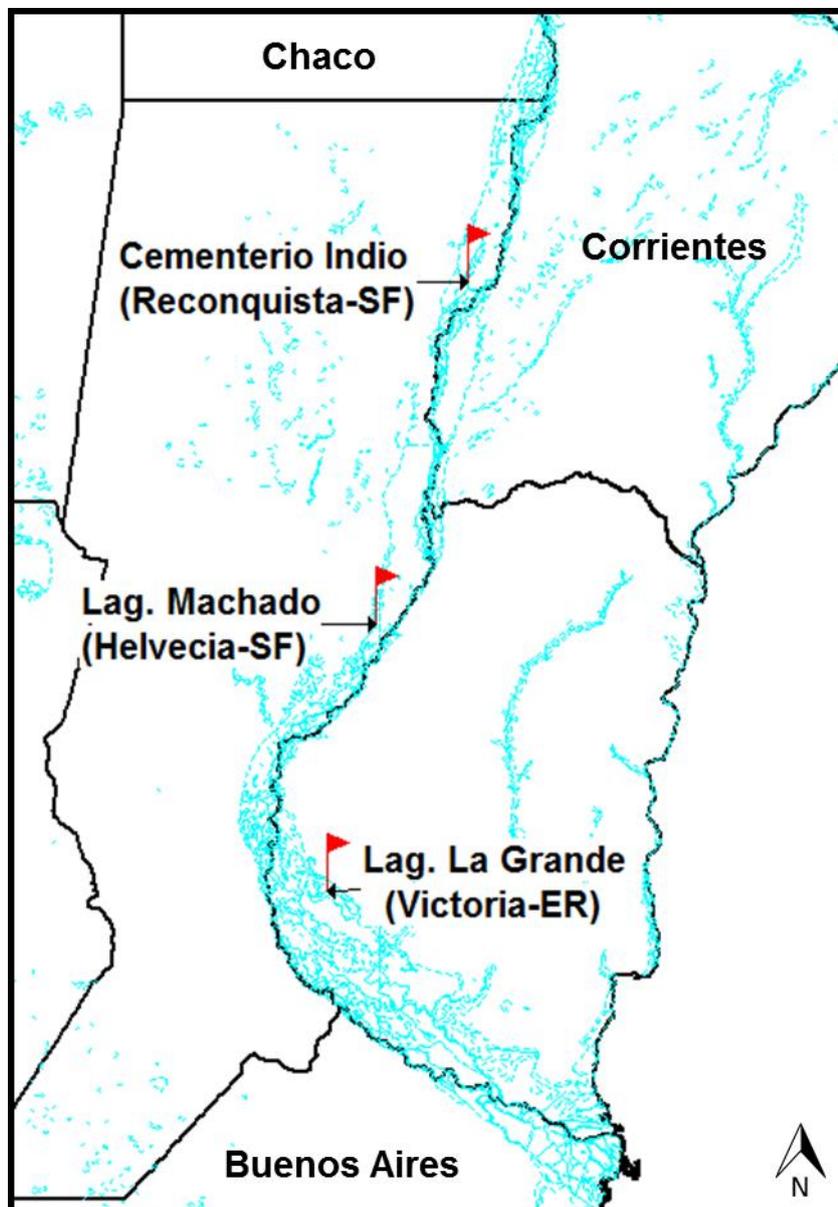


Fig. 1. Zonas en las que se realizaron los muestreos en el periodo 2005-2015.



Fig. 2. Detalle de los sitios de muestreo, imágenes satelitales obtenidas mediante Google earth.



Fig. 2 (cont.). Detalle de los sitios de muestreo, imágenes satelitales obtenidas mediante Google earth.

En total se utilizaron datos provenientes de 29 campañas a lo largo de los once años de muestreo. En la tabla 1 se muestran las condiciones del nivel del río y fechas en las que se realizaron relevamientos por laguna. En cada fecha se caracterizó el nivel de conectividad de las lagunas con el río Paraná, considerando que a partir de los 3 metros hay conectividad entre el canal y las lagunas del valle aluvial (Del Barco *et al.*, 2012). A modo cualitativo se utilizó la siguiente escala del grado de conectividad: no (0-3 m), baja (3-4m), moderada (4-5m) y alta (5-6m). Los niveles hidrométricos del río Paraná para los años 2005-2015 se muestran en la figura 3 juntos con los periodos de muestreo. Los valores corresponden al Puerto Victoria y los datos fueron provistos por la Prefectura Naval Argentina. En el año 2005 y 2006 el río se mantuvo entre 3 y 4 metros (promedio semanal). Durante el otoño e invierno del año 2007 el río estuvo entre 4 y 6 metros, con conectividad moderada/alta, alcanzando valores mayores a 6 metros en el mes de abril. A partir de diciembre del 2009 hasta julio del 2010 se observaron valores entre 4 y 6 metros, con valores mayores a 6 metros durante

febrero y marzo. El 2012 y 2013 fueron años en los que no se observaron alturas del río mayores a los 4 metros (conectividad nula/baja). Mientras que en el 2014 durante 6 meses, junio a noviembre, el río osciló entre 4 y 6 metros de altura. Durante el 2015 el nivel del río varió entre 2 y 6 metros, con valores sostenidos entre 4 y 6 metros a finales del verano-principio del invierno y principios de la primavera.

Tabla 1. Fecha de muestreo y características del río en la y coordenadas geográficas de los sitios en que se calaron las redes.

Periodo de Muestreo	Estación	NH (m)	Conectividad	Reconquista	Helvecia	Victoria
				Cementerio Indio	Lag. Machado	Lag. La Grande
may-2005	Otoño	2.93	NO	x	x	
jul-2005	Invierno	3.16	BAJA	x	x	
oct-2005	Primavera	2.96	NO	x	x	
dic-2005	Verano	3.52	BAJA	x	x	
mar-2006	Otoño	3	BAJA	x	x	
nov-2006	Primavera	3.04	BAJA	x	x	
ene-2007	Verano	3.47	BAJA	x	x	
mar-2007	Otoño	5.09	ALTA	x	x	
jun-2007	Invierno	4.38	MODERADA	x	x	
sep-2007	Primavera	2.8	NO	x	x	
abr-2008	Otoño	3.19	BAJA	x	x	x
sep-2008	Primavera	2.92	NO	x	x	x
mar-2009	Otoño	2.87	NO			x
ago-2009	Invierno	2.98	NO	x	x	x
nov-2010	Primavera	2.79	NO	x		
mar-2011	Otoño	3.83	BAJA		x	x
oct-2011	Primavera	4.19	MODERADA			x
abr-2012	Otoño	2.74	NO	x	x	x
dic-2012	Verano	2.84	NO	x	x	
abr-2013	Otoño	3.39	BAJA	x	x	x
sep-2013	Primavera	3.26	BAJA	x	x	x
dic-2013	Verano	2.84	NO	x	x	x
mar-2014	Otoño	3.07	BAJA	x	x	x
jun-2014	Invierno	4.1	MODERADA	x	x	x
sep-2014	Primavera	4.53	MODERADA	x	x	x
dic-2014	Verano	3.83	BAJA	x	x	x
mar-2015	Otoño	4.28	MODERADA	x	x	x
jun-2015	Invierno	3.37	BAJA	x	x	x
sep-2015	Primavera	4.31	MODERADA	x	x	x

Nivel del río Paraná (Victoria)

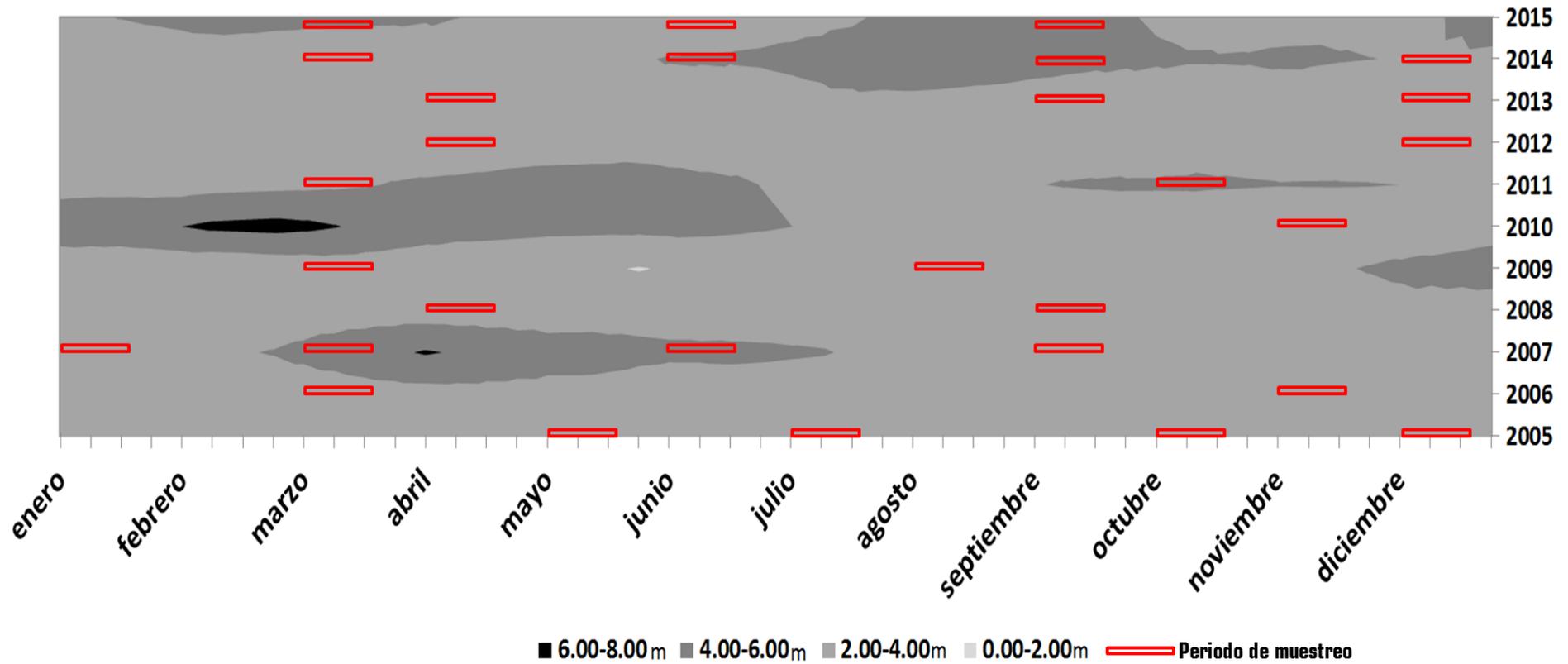


Fig.3. Nivel Hidrométrico del río Paraná para el periodo 2005-2015; se muestran los valores de altura del río semanales promedio en el Puerto de Victoria en metros. La barra roja indica el periodo en el que se realizó el muestreo biológico.

Los artes de pesca utilizados en cada sitio consistieron en dos equipos de trenes de redes agalleras: simples (agallera) y tres telas (trasmallos) compuestos por paños de 25 m de longitud y contruidos con un coeficiente de armado de 0,5. Los tamaños de malla de las redes agalleras medidas entre nudos opuestos fueron de 30, 40, 50, 60, 70, 80, 105, 120, 140, 160 y 180 de hilo de nylon multifilamento y 90 de hilo monofilamento. Los tamaños de malla de los trasmallos, contruidos en su totalidad con hilo de nylon multifilamento, fueron los siguientes: paños externos de 240 mm entre nudos opuestos e internos de 105, 120, 140 y 160 mm entre nudos opuestos. Las redes fueron caladas al atardecer y viradas a primeras horas de la mañana siguiente, permaneciendo en el agua alrededor de 12 horas en cada sitio. La captura fue desenmallada y guardada en bolsas de plastillera con su respectiva identificación. Se procedió a la identificación de especies y al muestreo de todos los ejemplares, registrándose el número de individuos por cada tamaño de malla.

Tratamiento de los datos

El número de ejemplares obtenido fue transformado a captura por unidad de esfuerzo, estimada como número de individuos corregida a 50 metros para cada red por día de pesca (CPUE) (metodología descrita en Balboni y Llamazares Vegh, 2014). De esta manera se obtuvo un índice comparativo para todos los sitios y fechas muestreadas. Se analizó la estructura de los ensambles tanto espacial como temporalmente estimando la riqueza específica, diversidad (índice de Shannon) y equidad (índice de Pielou) para cada sitio, mediante el software Primer-E v6.15 (Clarke y Gorley, 2006). Para determinar si existían diferencias significativas en estos índices entre zonas del río y épocas de alto y bajo caudal (Tabla 1), se utilizaron análisis de varianza (ANOVA) en el programa STATISTICA, previa verificación de la normalidad de los datos.

La tendencia espacial o cambio en el ensamble de especie por sitio fue examinado usando dos técnicas estadísticas, análisis de CLUSTER y el escalamiento mutidimensional no paramétrico (MDS). Estos métodos se llevaron adelante usando el índice de similitud Bray-Curtis. Anterior al cálculo del índice de Bray Curtis, el CPUE fue escalado $\log(x+1)$ para reducir la contribución de especies abundantes.

Para determinar si los sitios de ensambles de peces identificados por los análisis de CLUSTER y MDS ocurren por un cambio o no en la estructura de peces, usamos un análisis de similitud ANOSIM (análisis no-paramétrico, permutación 1 vía análisis de similitud).

Los valores R-estadísticos de pares proporcionados por ANOSIM se utilizaron para determinar la disimilitud entre los grupos. Valores cercanos a 1 indican composiciones muy diferentes, mientras que valores cercanos a 0 muestran pequeñas diferencias. Esta metodología fue usada para testear la hipótesis nula que no se observaron cambios en la estructura de la comunidad entre ensambles de peces (Clarke y Warwick, 2001). ANOSIM sólo indica si los sitios de ensambles de peces difieren en la composición de especies, sin hacer referencia a cuales especies causan esas diferencias. Como estamos interesados en cómo surgieron las diferencias, usamos SIMPER para determinar que especies tipifican y discriminan cada sitio de ensamble de peces. Este método está basado en el análisis de la matriz de (dis) similitud Bray-Curtis derivada de la composición de especies por sitio. Las especies del ensamble se definieron como comunes si contribuían a la parte superior del 90% de similitud promedio dentro del conjunto, o como discriminadores si contribuían a la parte superior del 90% de disimilitud entre sitios de ensamblaje. A través del procedimiento de porcentaje de similitud (SIMPER), las especies que, en promedio contribuyen fuertemente a los conjuntos se cuantificaron y rankearon (Clarke, 1993). Este procedimiento utiliza la desviación estándar de la matriz de disimilitud Bray-Curtis Matriz atribuido a una especie, para todos los pares de especies y la compara con la contribución media de una especie a la disimilitud. Además, permitió cuantificar la contribución media, por especie, a la medida de disimilitud entre conjuntos (Clarke y Warwick, 2001), utilizando el software Primer-E v6.15 (Clarke y Gorley, 2006).

Resultados

Durante el periodo de muestreo se capturaron 32479 ejemplares, los cuales pertenecen a 91 especies (Anexo 1). En Cementerio Indio se obtuvieron datos de 11 años de muestreos, el número de especies totales fue 80 con un total de 17279 individuos. Con la misma cantidad de años de muestreo en la laguna Machado se

identificaron 70 especies diferentes y un total de 8691 ejemplares. En la laguna La Grande se obtuvieron datos de 7 años en el periodo de estudio y un total de 6519 individuos capturados y 61 especies reconocidas.

En Cementerio Indio 16 especies acumulan el 80% de la abundancia numérica media por campaña (Fig. 4), *Pterygoplichthys ambrosettii* (15%), *Prochilodus lineatus* (12%) y *Pygocentrus nattereri* (8%) son las especies más abundantes de los ejemplares capturados. En la figura 5 se muestran las 14 especies que representan el 80% de abundancia en la laguna Machado y el 20% de los individuos pertenecen a *Prochilodus lineatus*. En laguna La Grande 12 especies representan el 80% de las abundancia acumulada, y el 45% es representado por *Astyanax* spp. (18%), *Loricariichthys* sp. (15%) y *Prochilodus lineatus* (12%) (Fig. 6).

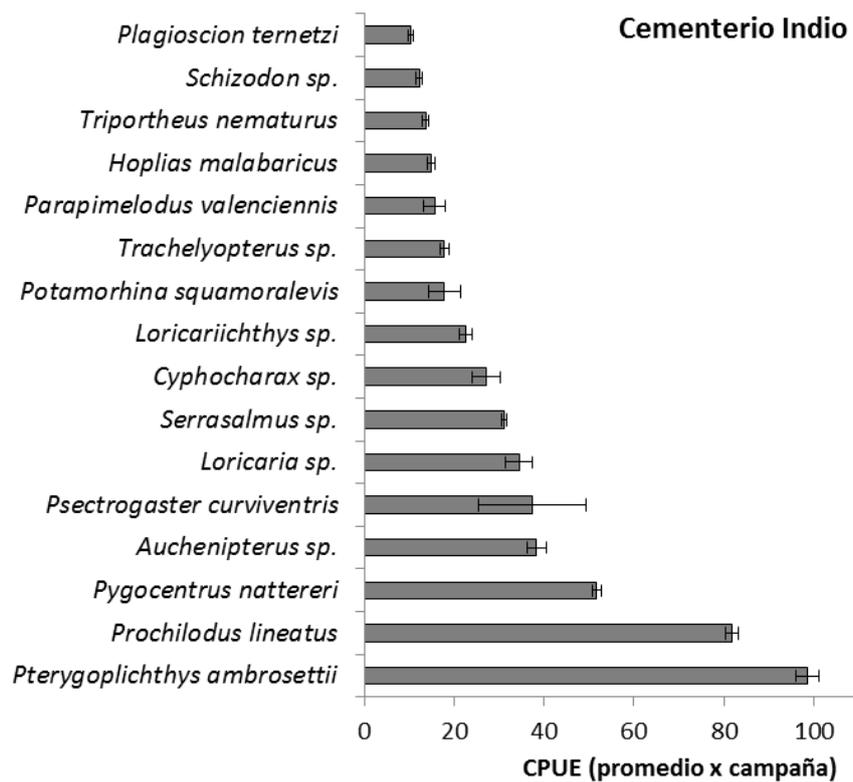


Fig 4. Captura por abundancia (CPUE) de las especies que representan el 80% de las capturas promedio en el periodo 2005-2015 en Cementerio Indio, ref.: la barra indica el error estándar.

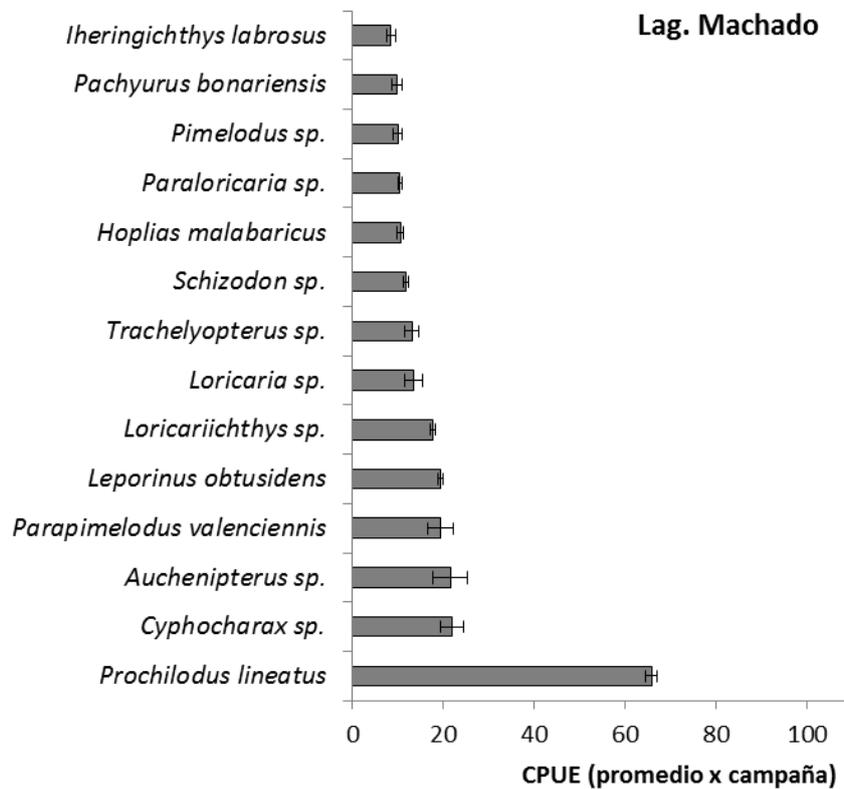


Fig. 5. Captura por abundancia (CPUE) de las especies que representan el 80% de las capturas promedio en el periodo 2005-2015 en laguna Machado, ref.: la barra indica el error estándar.

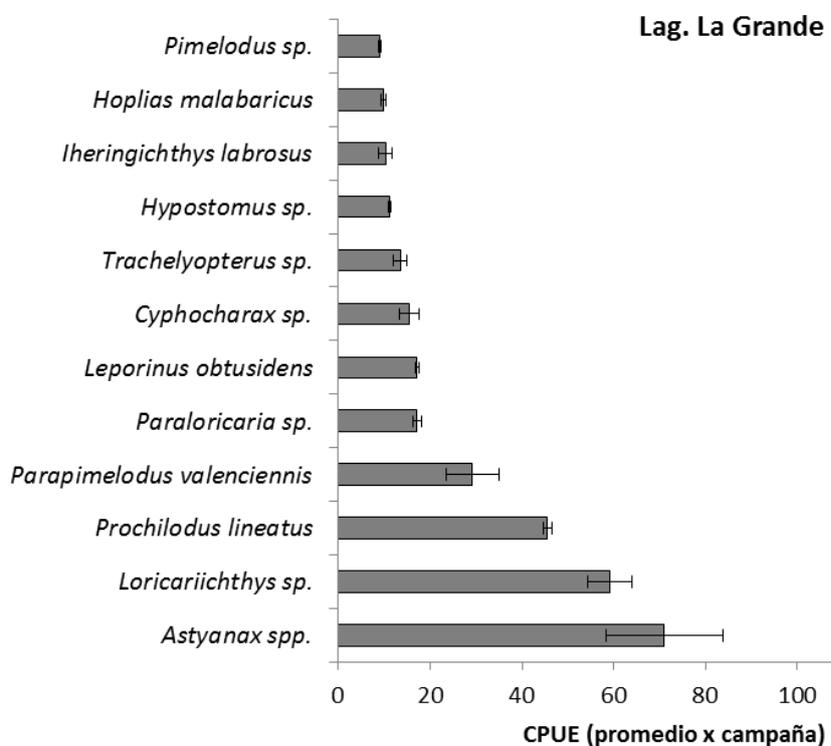


Fig. 6 Captura por abundancia (CPUE) de las especies que representan el 80% de las capturas promedio en el periodo 2005-2015 en laguna La Grande, ref.: la barra indica el error estándar.

El índice de Shannon a lo largo del río para el periodo de muestreo oscila entre 1,5-3, los valores más altos se registraron durante los años 2007 y 2015. El mismo patrón se observó para el índice de equidad con un rango de 0,5-1 (Fig.7). El análisis detallado de los índices de diversidad por año se observan en la figura 8 y 9. La riqueza específica en Cementerio Indio mostró valores más altos que en laguna Machado y La Grande. En Cementerio Indio los valores de riqueza aumentaron anualmente hasta el año 2012 alcanzando 42 especies, al año siguiente descendió a 30 manteniendo valores similares hasta 2015. En sentido opuesto, laguna Machado descendió anualmente hasta 2011 y luego mantuvo valores más altos en los últimos cuatro años (Fig.8). Sin embargo, el índice de Shannon y equidad muestra valores similares entre lagunas con pendiente positiva en el transcurso de los años (Fig.9). A su vez, en la laguna La Grande los índices de diversidad también muestran un aumento en los últimos años y una gran dispersión en la riqueza, oscilando entre 20 y 35 especies por año. Cuando analizamos la diversidad por estación del año y conectividad del río, no encontramos diferencias significativas. Sin embargo, existen diferencias significativas en los índices de diversidad entre sitios. El índice de Shannon y la riqueza de Cementerio Indio son significativamente mayores a laguna La Grande ($p < 0,01$) y laguna Machado ($p < 0,01$).

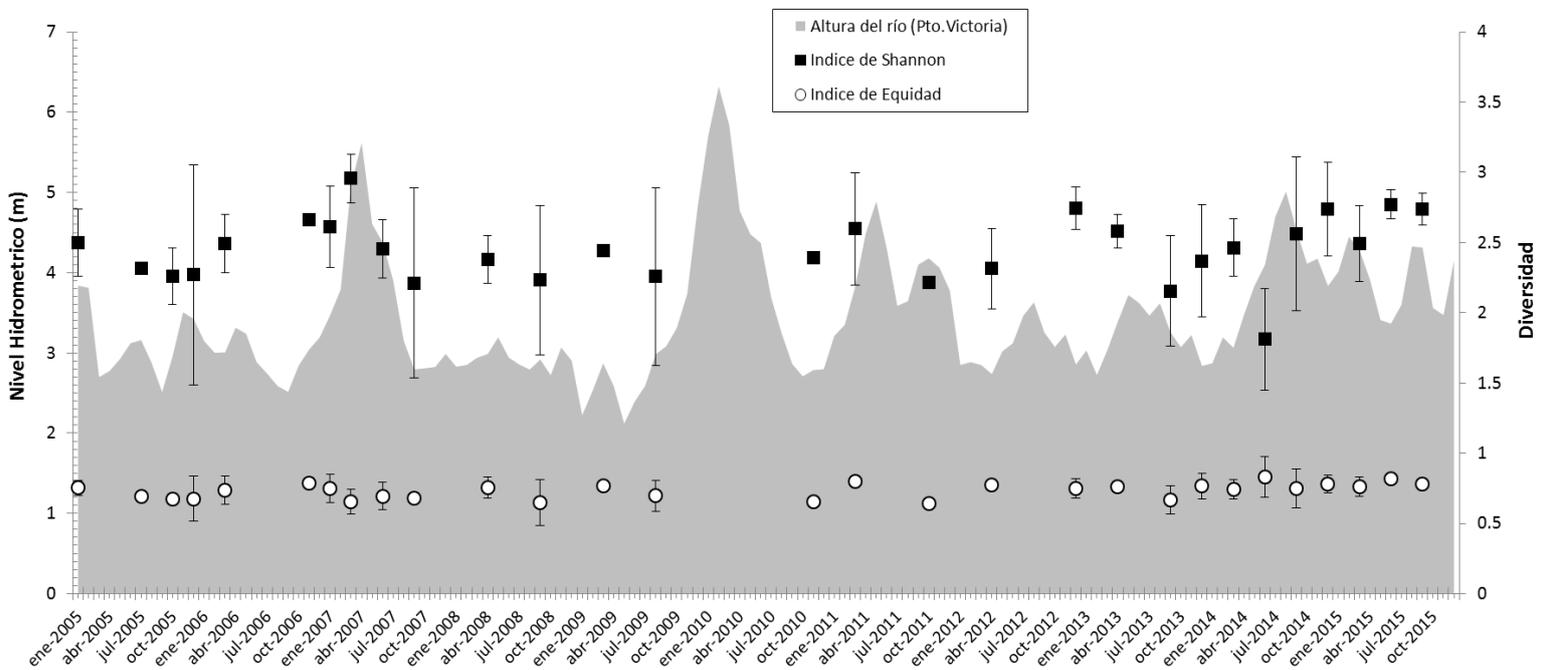


Fig. 7. Tendencia de la diversidad específica (índices de Equidad y Shannon) y nivel del río medio mensual asociado desde enero de 2005 a diciembre de 2015. Los meses sin datos corresponden a ausencia de muestreos (N=32479).

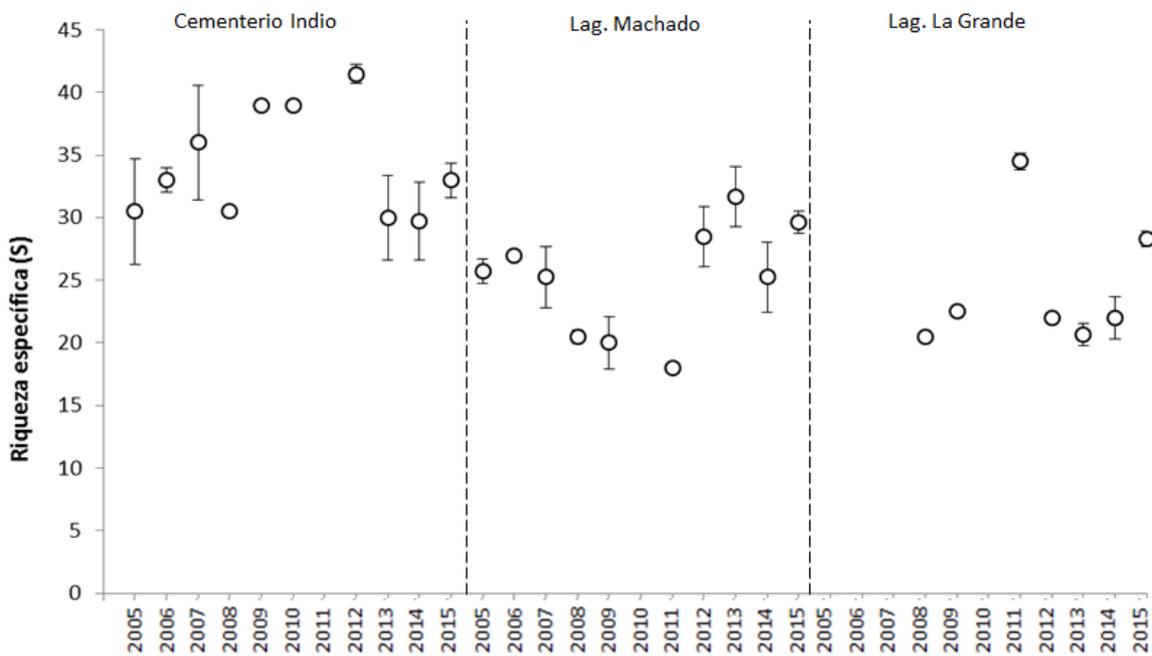


Fig. 8. Riqueza de especies en las distintas zonas muestreadas del río Paraná en función de los años de muestreo.

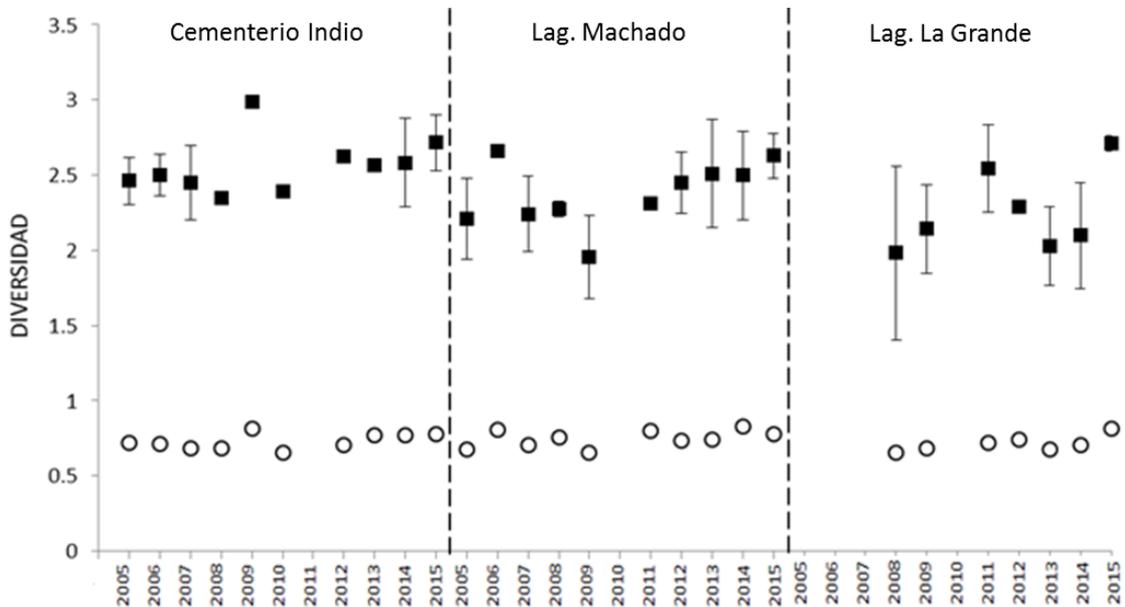


Fig. 9. Índices de Equidad (○) y de diversidad de Shannon (■) (promedio ± error estándar), a través de los años de muestreo. Las líneas punteadas indican el límite de cada sitio (N=32479).

El análisis de CLUSTER para los muestreos evidenció dos grandes grupos, con el 60% de disimilitud entre ellos (Tabla 2). Dichos grupos definen 'áreas' geográficamente distintas, los muestreos que corresponden a Cementerio Indio quedan agrupados, mientras que laguna Machado y La Grande se concentran en el otro grupo (Fig. 10). A su vez, la composición íctica fue significativamente diferentes entre grupos ($p < 0,5$, ANOSIM).

El análisis MDS muestra que Cementerio Indio presentó poco solapamiento en su composición de especies con la laguna La Grande, con diferencias significativas entre los muestreos ($p = 0,5\%$, ANOSIM). Mientras que laguna Machado y La Grande presentan mayor superposición en la composición de especies entre ellas (Fig.11). Los muestreos presentaron similitudes parecidas en su composición íctica para todos los muestreos, y solamente 2 especies *Prochilodus Lineatus* y *Leporinus obtusidens* fueron comunes entre las especies que más contribuyeron a su similitud (Tabla 3). Las especies discriminantes de Cementerio Indio fueron *Plagioscion ternetzi*, *Potamorhina squamoralevis*, *Potamotrygon sp.*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Roeboides sp.* y *Triportheus nematurus*. Por su parte las especies que contribuyeron a discriminar laguna Machado fueron *Luciopimelodus pati*, *Oligosarcus sp.* y *Ricola macrops*. Finalmente, laguna La Grande estuvo discriminada por *Steindachnerina sp.* (Tabla 4).

Tabla 2. Composición de especies ordenadas por su contribución a la disimilitud entre los grupos de estaciones de muestreo identificados en el análisis de Cluster (SIMPER análisis).

Especies	Cementerio Indio vs. Lag. Machado	Cementerio Indio vs. Lag. Grande	Lag. Machado vs. Lag. Grande
	Disimilitud promedio 58,88%	Disimilitud promedio 57,42%	Disimilitud promedio 52,56%
	Contrib%	Contrib%	Contrib%
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	4.77	5.16	1.38
<i>Pygocentrus nattereri</i>	4.00	3.94	1.88
<i>Auchenipterus sp.</i>	3.41	3.16	3.58
<i>Astyanax sp.</i>	3.15	2.54	4.05
<i>Loricaria sp.</i>	3.14	3.21	2.50
<i>Loricariichthys sp.</i>	3.11	3.04	3.78
<i>Serrasalmus sp.</i>	3.01	3.13	2.51
<i>Cyphocharax sp.</i>	2.70	2.92	3.46
<i>Tripottheus nematurus</i>	2.69	2.74	1.69
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	2.63	2.66	3.61
<i>Trachelyopterus sp.</i>	2.53	2.70	3.6
<i>Plagioscion ternetzi</i>	2.45	2.33	1.13
<i>Leporinus obtusidens</i>	2.28	2.72	2.59
<i>Hoplias malabaricus</i>	2.27	2.31	2.9
<i>Roeboides sp.</i>	2.24	2.26	0.89
<i>Oxydoras kneri</i>	2.18	2.29	1.48
<i>Paraloricaria sp.</i>	2.14	2.86	3.69
<i>Schizodon sp.</i>	2.08	2.28	2.74
<i>Pachyurus bonariensis</i>	2.06	1.98	2.97
<i>Cynopotamus sp.</i>	2.02	2.01	2.61
<i>Pterodoras granulosus</i>	1.92	2.03	1.54
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	1.89	1.98	2.21
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	1.84	1.95	<0.05
<i>Prochilodus lineatus</i>	1.83	2.13	2.40
<i>Iheringichthys labrosus</i>	1.80	2.19	3.11
<i>Pimelodus sp.</i>	1.78	1.72	2.22
<i>Ageneiosus sp.</i>	1.74	1.82	2.14
<i>Potamotrygon sp.</i>	1.72	1.86	<0.05
<i>Salminus brasiliensis</i>	1.65	1.73	2.37
<i>Hypostomus sp.</i>	1.59	2.04	3.15
<i>Oligosarcus sp.</i>	1.58	<0.05	2.15
<i>Pellona flavipinnis</i>	1.5	1.68	2.05
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	1.37	1.4	1.75
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	1.35	1.39	1.07
<i>Eigenmannia sp.</i>	1.32	1.12	1.96
<i>Psectrogaster curviventris</i>	1.25	1.47	<0.05
<i>Ricola macrops</i>	1.10	0.97	1.86
<i>Luciopimelodus pati</i>	1.05	0.98	1.66
<i>Lycengraulis grossidens</i>	1.04	0.75	1.52
<i>Callichthys callichthys</i>	0.91	0.81	<0.05
<i>Catathyrnidium jenynsii</i>	0.88	0.66	1.16
<i>Mylossoma sp.</i>	0.85	0.99	<0.05
<i>Galeocharax humeralis</i>	0.83	0.66	1.17
<i>Sorubim lima</i>	0.82	0.83	<0.05
<i>Hoplosternum littorale</i>	0.80	0.79	<0.05
<i>Odontesthes sp.</i>	0.72	<0.05	1.10
<i>Brochiloricaria chauliodon</i>	<0.05	<0.05	0.84

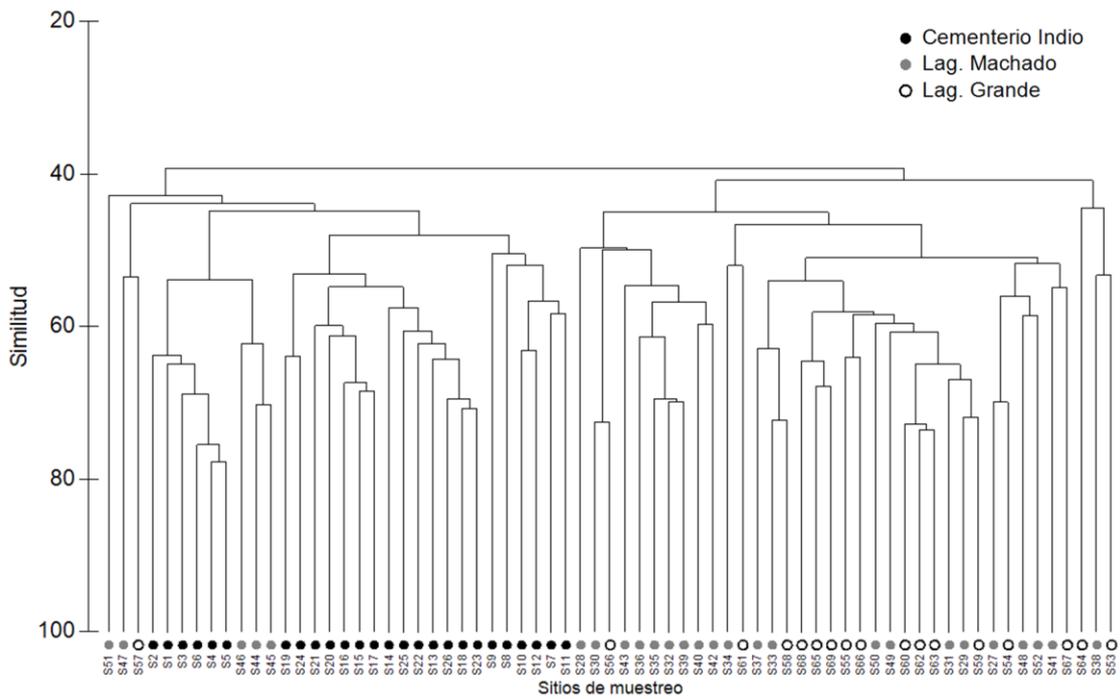


Fig. 10. Análisis de agrupamiento jerárquico de los sitios de muestreo del río Paraná.

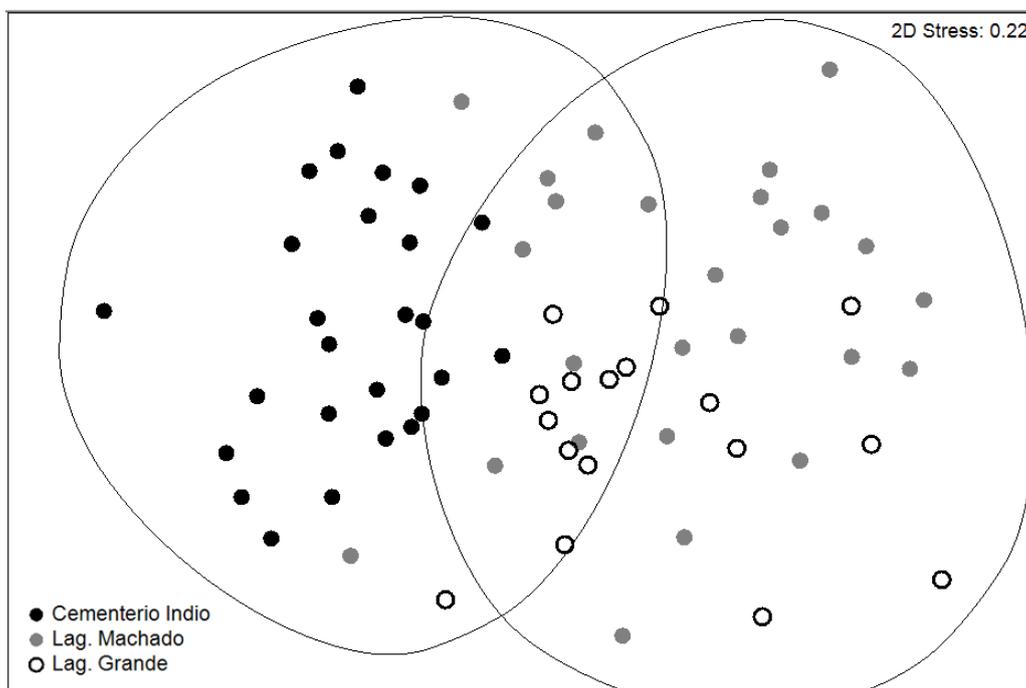


Fig. 11. Diagrama del MDS basado en la abundancia de las especies e indicando los grupos definidos en el análisis de agrupamiento (línea sólida similitud: 40).

Tabla 3. Resultados del análisis de similitud en porcentaje (SIMPER) para los principales grupos de estaciones de muestreo identificados en el análisis de agrupamiento. Para cada grupo se indica la similitud promedio, y las tallas que contribuyeron a su similitud.

Cementerio Indio		Laguna Machado		Laguna La Grande	
Similitud promedio: 52.15%		Similitud promedio: 48.45%		Similitud promedio: 48.57%	
Especie	Contrib%	Especie	Contrib%	Especie	Contrib%
<i>Prochilodus lineatus</i>	9.48	<i>Prochilodus lineatus</i>	13.84	<i>Prochilodus lineatus</i>	14.88
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	8.63	<i>Leporinus obtusidens</i>	8.76	<i>Leporinus obtusidens</i>	8.73
<i>Serrasalmus sp.</i>	7.23	<i>Hypostomus sp.</i>	6.49	<i>Loricaria sp.</i>	7.06
<i>Pygocentrus nattereri</i>	5.61	<i>Pimelodus sp.</i>	5.85	<i>Schizodon sp.</i>	5.91
<i>Auchenipterus sp.</i>	5.27	<i>Loricariichthys sp.</i>	5.5	<i>Paraloricaria sp.</i>	5.46
<i>Triporthus nematurus</i>	3.71	<i>Hoplias malabaricus</i>	5.4	<i>Astyanax spp.</i>	4.94
<i>Trachelyopterus sp.</i>	3.67	<i>Cyphocharax sp.</i>	5.32	<i>Pimelodus sp.</i>	4.57
<i>Hypostomus sp.</i>	3.46	<i>Trachelyopterus sp.</i>	4.88	<i>Cyphocharax sp.</i>	4.38
<i>Oxydoras kneri</i>	3.1	<i>Astyanax spp.</i>	4.8	<i>Hoplias malabaricus</i>	4.06
<i>Hoplias malabaricus</i>	2.91	<i>Salminus brasiliensis</i>	3.62	<i>Auchenipterus sp.</i>	3.62
<i>Pimelodus sp.</i>	2.78	<i>Pachyurus bonariensis</i>	3.3	<i>Parapimelodus valenciennis</i>	2.99
<i>Loricaria sp.</i>	2.76	<i>Parapimelodus valenciennis</i>	3.15	<i>Serrasalmus sp.</i>	2.93
<i>Schizodon sp.</i>	2.76	<i>Schizodon sp.</i>	3.1	<i>Cynopotamus sp.</i>	2.9
<i>Plagioscion ternetzi</i>	2.61	<i>Serrasalmus sp.</i>	2.46	<i>Iheringichthys labrosus</i>	2.78
<i>Pterodoras granulosus</i>	2.38	<i>Cynopotamus sp.</i>	2.15	<i>Salminus brasiliensis</i>	2.46
<i>Cyphocharax sp.</i>	2.33	<i>Paraloricaria sp.</i>	1.93	<i>Pygocentrus nattereri</i>	2.15
<i>Ageneiosus spp</i>	2.3	<i>Ageneiosus spp</i>	1.91	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	2.09
<i>Salminus brasiliensis</i>	2.3	<i>Iheringichthys labrosus</i>	1.74	<i>Pellona flavipinnis</i>	2.09
<i>Roeboides sp.</i>	2.22	<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	1.54	<i>Trachelyopterus sp.</i>	1.96
<i>Leporinus obtusidens</i>	2.19	<i>Oligosarcus sp.</i>	1.41	<i>Ageneiosus spp</i>	1.88
<i>Cynopotamus sp.</i>	2.17	<i>Pellona flavipinnis</i>	1.27	<i>Pachyurus bonariensis</i>	1.71
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	2.09	<i>Eigenmannia sp.</i>	1.19	<i>Hypostomus sp.</i>	1.42
<i>Loricariichthys sp.</i>	1.99	<i>Auchenipterus sp.</i>	1.16	<i>Eigenmannia sp.</i>	<1
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	1.84	<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	<1	<i>Oligosarcus sp.</i>	<1
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	1.57	<i>Pygocentrus nattereri</i>	<1	<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	<1
<i>Potamotrygon sp.</i>	1.56	<i>Triporthus nematurus</i>	<1	<i>Triporthus nematurus</i>	<1
<i>Pellona flavipinnis</i>	1.32	<i>Oxydoras kneri</i>	<1	<i>Oxydoras kneri</i>	<1
<i>Astyanax spp.</i>	<1	<i>Loricaria sp.</i>	<1	<i>Plagioscion ternetzi</i>	<1
<i>Eigenmannia sp.</i>	<1	<i>Plagioscion ternetzi</i>	<1	<i>Pterodoras granulosus</i>	<1
<i>Iheringichthys labrosus</i>	<1	<i>Pterodoras granulosus</i>	<1	<i>Roeboides sp.</i>	<1
<i>Oligosarcus sp.</i>	<1	<i>Roeboides sp.</i>	<1	<i>Loricariichthys sp.</i>	<1
<i>Pachyurus bonariensis</i>	<1	<i>Potamorhina squamoralevis</i>	<1	<i>Potamorhina squamoralevis</i>	<1
<i>Paraloricaria sp.</i>	<1	<i>Potamotrygon sp.</i>	<1	<i>Potamotrygon sp.</i>	<1

Tabla 4. Especies discriminantes (subrayadas) para cada una de los grupos de estaciones de muestreo del río Paraná, determinados por medio del análisis de ordenación jerárquico.

	Cementerio Indio	Lag. Machado	Lag. La Grande
Cementerio Indio		<i>Eigenmannia sp.</i> <i>Iheringichthys labrosus</i> <u><i>Luciopimelodus pati</i></u> <u><i>Oligosarcus sp.</i></u> <i>Astyanax spp.</i> <u><i>Ricola macrops</i></u>	<i>Eigenmannia sp.</i> <i>Iheringichthys labrosus</i> <i>Astyanax spp.</i> <u><i>Steindachnerina sp.</i></u>
Lag. Machado	<i>Oxydoras kneri</i> <u><i>Plagioscion ternetzi</i></u> <u><i>Potamorhina squamoralevis</i></u> <u><i>Potamotrygon sp.</i></u> <u><i>Pseudoplatystoma corruscans</i></u> <i>Pterodoras granulosus</i> <i>Pygocentrus nattereri</i> <u><i>Roeboides sp.</i></u> <u><i>Triportheus nematurus</i></u>		<i>Oxydoras kneri</i> <i>Pterodoras granulosus</i> <i>Pygocentrus nattereri</i> <u><i>Steindachnerina sp.</i></u>
Lag. La Grande	<i>Loricaria sp.</i> <u><i>Plagioscion ternetzi</i></u> <u><i>Potamorhina squamoralevis</i></u> <u><i>Potamotrygon sp.</i></u> <u><i>Pseudoplatystoma corruscans</i></u> <i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> <u><i>Roeboides sp.</i></u> <u><i>Triportheus nematurus</i></u>	<i>Loricaria sp.</i> <u><i>Luciopimelodus pati</i></u> <u><i>Oligosarcus sp.</i></u> <i>Pterygoplichthys ambrosettii</i> <u><i>Ricola macrops</i></u>	

Discusión

En los sitios estudiados se registraron 92 especies, las cuales representan el 43% de la ictiofauna citada para el río Paraná medio según Drago *et al.* (2003). En trabajos realizados en la misma zona y con las mismas artes de pesca se identificaron valores más altos en el número de especies (113), (Cordiviola *et al.*, 2013). Sin embargo, la diferencia recae en que la base de datos de años anteriores algunos ejemplares se registraron hasta género debido a la dificultad de identificación taxonómica en el campo.

A pesar de que el caudal del río varió significativamente entre las estaciones del año, dicha estacionalidad no se vio reflejada en la comunidad de peces, ya que los análisis realizados no detectaron diferencias significativas de la diversidad (índices) entre estaciones del año y la condición hidrométrica del río. Numerosos estudios han centrado su atención en la variación de la riqueza y diversidad de las comunidades ícticas a lo largo de distintos cursos de agua, como consecuencia de un incremento en

la diversidad de hábitats (Schlosser, 1982; Araújo, 1995; Videla y Bistoni, 1999; Habit *et al.*, 2003). En este trabajo la riqueza y diversidad de especies mostraron diferencias significativas en Cementerio Indio y Laguna Machado-La Grande. Esto posiblemente se deba a que la zona de Cementerio Indio se encuentra asociada al riacho Miní y difiere en sus dimensiones (ancho y profundidad) a las lagunas de la zona baja del Paraná medio.

La especie más abundante de la cuenca fue *P. lineatus*, alcanzando su mayor abundancia en laguna La Grande (Victoria, Entre Ríos). La abundancia de los peces es una particularidad de cada sistema, siendo un reflejo de la capacidad del río de soportar una comunidad acuática determinada (Paller *et al.*, 1996). A su vez, varios autores han utilizado el Índice de Diversidad como herramienta para distinguir áreas con diferente calidad ambiental (Smith *et al.*, 1997; Bistoni *et al.*, 1999; Lemes y Garutti, 2002). Si bien los análisis que se hicieron no evaluaron específicamente la calidad de los ambientes el patrón de los índices de diversidad anuales en río Paraná muestra que en los once años de análisis, no hay variaciones significativas. Por ello podríamos considerar que no detectamos degradación ambiental (Everhart y Youngs, 1981; Fausch *et al.*, 1990). Este tipo de análisis evidencia la potencialidad de estudios de la diversidad para un manejo integrado en el río Paraná.

Los análisis de ordenamiento permitieron identificar 2 grupos de ensambles a lo largo del río. Un grupo en Cementerio Indio caracterizado por la presencia *P. ternetzi*, *P. squamoralevis*, *Potamotrygon* sp., *P. corruscans*, *Roeboides* sp. y *T. nematurus*. Sin embargo, es posible distinguir otro ensamble en el segundo grupo que se corresponde a laguna La Grande definido por *Steindachnerina* sp.

El escaso número de estudios previos en el tramo medio del río Paraná sobre la distribución y ecología de los peces en este río dificulta la capacidad predictiva sobre el mismo. Este relevamiento de la fauna íctica del tramo medio del río Paraná permite establecer bases para futuros estudios, en los cuales sería importante considerar no sólo los aspectos relativos a la ictiofauna sino también a las características físico-químicas del curso y la caracterización de los ambientes; ya que la porción del río Paraná medio abarca una extensa y compleja área de inundación, con una vasta heterogeneidad de ambientes, que conlleva a una elevada biodiversidad, modelada por la alternancia de períodos de aguas altas y bajas (Sverlij, 2001).

Agradecimientos

Quiero agradecer a todos aquellos integrantes que colaboran y/o colaboraron con el Proyecto Evaluación del Recurso Sábalo en el río Paraná, actualmente nombrado “Evaluación biológica y pesquera de las especies de interés deportivo y comercial del río Paraná, Argentina” (EBIPES). Al Dr. Andrés Jaureguizar por responder a mis inquietudes durante el procesamiento de datos.

Referencias

Angermeier, P.L. y Karr, J.L. (1984). Relationships between woody debris and fish habitat in a small warm water stream. Transactions of the American Fisheries Society 113:716-726.

Araújo, F.G. (1995). Composição e estrutura da comunidade de peixes do médio e baixo Rio Paraíba do Sul, RJ. Revista Brasileira de Biologia 56(1):111-126.

Bistoni, M.A., Hued, A., Videla, M. y Sagretti, L. (1999). Efectos de la calidad del agua sobre las comunidades ícticas de la región central de Argentina. Revista Chilena de Historia Natural 72:325-335.

Bonetto, A.A., Canon Veron, M. y Roldan, D. (1981). Contribución al conocimiento limnológico del río Paraguay en su tramo inferior. Ecosur 3(16): 55-58.

Clarke, K. y Gorley, R. (2006). PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E, Plymouth UK.

Cordiviola, E., Campana, M., Demonte, D., y Scarabotti, P. (2014). Peces del sitio Ramsar Jaaukanigás (río Paraná medio), Argentina. Nuevos registros. Natura Neotropicalis 1(44): 61-70.

Del Barco, D., Rozzatti, J. C., Figueroa, D. y Civetti, R. (2012). Monitoreo de desembarcos de la pesquería artesanal de *Prochilodus lineatus* (sábalo) período 2009-2012. Disponible en: <http://www.santafe.gov.ar/>

Drago, E.C., de Drago, I.E., Oliveros, O.B. y Paira, A.R. (2003). Aquatic habitats, fish and assemblages of the Middle Paraná River. 2003. Amazoniana 17 (3/4): 291–340.

Espinach Ros, A. (Editor) (2012). Evaluación del recurso sábalo (*Prochilodus lineatus*) en el río Paraná. Período 2008 – 2011. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura 1-45.

Espinach Ros, A. y Sánchez, R.P. (Editores) (2007). Proyecto Evaluación del Recurso Sábalo en el Paraná – Informe de los resultados de la primera etapa 2005-2006 y medidas de manejo recomendadas. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Pesca. Subsecretaría de Pesca y Acuicultura 1-59.

Everhart, W. H. y Youngs, W. D. (1981). Principles of Fishery Science. Ithaca and London, Comstock. 349p.

Fausch, K. D., Lyons, J., Karr, J. R. y Angermeier, P. L. (1990). Fish communities as indicators of environmental degradation. American Fisheries Society Symposium 8:123-144.

Fausch, K., Torgersen, C., Baxter, C. y Li, H. (2002). Landscapes to riverscapes: bridging the gap between research and conservation of stream fishes. BioScience 52(6): 483-498.

Fuentes, C.M. (1998). Deriva de Larvas de Sábalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847) y Otras Especies de Peces de Interés Comercial en el Río Paraná Inferior (Doctoral dissertation, PhD Thesis, Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires).

García De Jalón, D. y González, M. (1998). Restauración de ríos y riberas. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España. 317 p.

Giraudó, A. R. (Editor) (2006). Sitio Ramsar Jaaukanigás: Biodiversidad, Aspectos Socioculturales y Conservación (Río Paraná, Santa Fe, Argentina). Colección Climax N°14, Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, Comité Intersectorial de Manejo del Sitio Ramsar Jaaukanigás, Humedales para el Futuro, Ramsar.

Habit, E., Victoriano, P. y Rodríguez-Ruiz, A. (2003). Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial de bajo orden del centro-sur de Chile. Revista Chilena de Historia Natural 76: 3-14.

Hughes, R. M. y Gammon, J. R. (1987). Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. Transactions of the American Fisheries Society 116:196-209.

Junk, W., Bayley, P. y Sparks, R. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. Fisheries and Aquatic Sciences 106: 110-127.

Keddy, P. (1992). Assembly and Response Rules: Two Goals for Predictive Community Ecology. Journal of Vegetation Science 3(2): 157-164.

Lampert, W. y Sommer, U. (2007). *Limnoecology: the ecology of lake and stream*. Second edition, Oxford University press, Oxford. 324 pp.

Lemes, E. M. y Garutti, V. (2002). Ecología da ictiofauna de um córrego de cabeceira da Bacia do Alto Rio Paraná, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 92(3):69-78.

Li, R. y Gelwick, F. (2005). The relationship of environmental factors to spatial and temporal variation of fish assemblages in a floodplain river in Texas, USA. *Ecology of Freshwater Fish* 14: 319–330.

Lozano, I., Balboni, L., Llamazares Vegh, S., Fuentes, C. y Colautti, D. (2014). Informe del Proyecto Evaluación biológica y pesquera de especies de interés deportivo y comercial en el Río Paraná, Argentina, Período 2012-2013, Informe N°13. Dirección de Pesca Continental, Subsecretaría de Pesca y Acuicultura, MAGyP. Bs. As. 1-26.

Magurran, A. (1988). *Ecological Diversity and its Measurement*. London, Chapman and Hall. 179p.

Oldani, N. O. (1990). Variaciones de la abundancia de peces del valle del río Paraná (Argentina). *Revue d'Hydrobiologie Tropicale* 23(1): 67-76.

Paller, M. H., Reichert, M. J. y Dean, J. M. (1996). Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 125(5):633-644.

Parra, O., Della Croce, N. y Valdovinos, C. (2004). *Elementos de limnología teórica y aplicada*. Microart's Edizioni, Italia. 303 p.

Poff, N. (1997). Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 16(2): 391-409.

Schlosser, I. J. (1982). Fish community structure and function along two habitat gradients in headwater stream. *Ecological Monographs* 52(4):395-414.

Smith, W. S., Barrella, W. y Cetra, M. (1997). Comunidade de peixes como indicadora de poluição ambiental. *Revista Brasileira de Ecologia* 1:67-71.

Sullivan, S. y Watzin, M. (2009). Stream–floodplain connectivity and fish assemblage diversity in the Champlain Valley, Vermont, U.S.A. *Journal of Fish Biology* 74: 1394–1418.

Sverlij, S.B. (2001). Draft Management plan of Jaaukanigás. Wetland Paraná River, Argentina. Directorate-General Public Works and Water Management.

International Course on Wetland Management 2001. Wetland Advisory and Training Centre. The Netherland. 41 p.

Tablado, A., Oldani, N., Ulibarrie, L. y Pignalberi De Hassan, C. (1988). Cambios estacionales de la densidad de peces en una laguna del valle aluvial del río Paraná (Argentina). *Revue d'hydrobiologie tropicale* 21(4): 335-348.

Vazzoler, A.E.A.M., Lizama, M.A.P., Inada, P., Agostinho, A.A. y Hahn, N.S. (1997). Influências ambientais sobre a sazonalidade reprodutiva. A planície de inundação do alto río Paraná. Aspectos físicos, biológicos e socioeconômicos. EDUEM, Maringá 267-280.

Videla, M. M. y Bistoni, M. A. (1999). Composición y estructura de la comunidad íctica de un río serrano a lo largo de un gradiente altitudinal. *Iheringia, Série Zoologia* (87):171-180.

Ward, J. (1989). The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8(1):2-8.

Welcomme, R. L. (1985). River Fisheries [Pesca fluvial]. FAO fisheries technical paper 262-330.

Anexo 1

	Cemeterio Indio	Lag. Machado	Lag. Grande
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	x	x	x
<i>Ageiosus spp</i>	x	x	x
<i>Anadoras sp.</i>	x	x	
<i>Apareiodon affinis</i>			x
<i>Apteronotus albifrons</i>	x		
<i>Astyanax spp.</i>	x	x	x
<i>Auchenipterus sp.</i>	x	x	x
<i>Brachiloricaria chauliodon</i>	x	x	x
<i>Brycon orbignyanus</i>	x	x	x
<i>Bryconamericus spp.</i>			x
<i>Callichthys callichthys</i>	x	x	
<i>Catathyridium jenynsii</i>	x	x	x
<i>Charax sp.</i>		x	x
<i>Cheirodon sp.</i>			x
<i>Cichlasoma dimerus</i>	x		
<i>Corydoras paleatus</i>	x	x	
<i>Crenicichla sp.</i>	x	x	x
<i>Ctenobrycon alleni</i>	x		
<i>Cynopotamus sp.</i>	x	x	x
<i>Cyphocharax sp.</i>	x	x	x
<i>Cyprinus carpio</i>			x
<i>Eigenmannia sp.</i>	x	x	x
<i>Galeocharax humeralis</i>	x	x	x
<i>Gymnogeophagus sp.</i>	x	x	x
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i>	x	x	x
<i>Hemiloricaria sp.</i>			x
<i>Hemiodus orthonops</i>	x	x	
<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	x		
<i>Hoplias malabaricus</i>	x	x	x
<i>Hoplosternum littorale</i>	x	x	
<i>Hoplosternum littorale</i>	x	x	x
<i>Hypophthalmus edentatus</i>	x	x	
<i>Hypostomus sp.</i>	x	x	x
<i>Iheringichthys labrosus</i>	x	x	x
<i>Leporinus obtusidens</i>	x	x	x
<i>Loricaria sp.</i>	x	x	x
<i>Loricariichthys sp.</i>	x	x	x
<i>Luciopimelodus pati</i>	x	x	x
<i>Lycengraulis grossidens</i>	x	x	x
<i>Markiana nigripinnis</i>	x		
<i>Megalonema argentinum</i>	x	x	
<i>Metynnix sp.</i>	x	x	
<i>Micraglanis cottoides</i>			x
<i>Moenkhausia sp.</i>	x	x	
<i>Myleus tiete</i>	x		
<i>Mylossoma sp.</i>	x	x	
<i>Odontesthes spp</i>	x	x	x
<i>Oligosarcus sp.</i>	x	x	x
<i>Oxydoras kneri</i>	x	x	x
<i>Pachyrurus bonariensis</i>	x	x	x
<i>Paraloricaria sp.</i>	x	x	x
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	x	x	x
<i>Pellona flavipinnis</i>	x	x	x
<i>Piaractus mesopotamicus</i>	x		
<i>Pimelodella sp.</i>	x	x	x
<i>Pimelodus sp.</i>	x	x	x
<i>Plagioscion ternetzi</i>	x	x	x
<i>Platydoras costatus</i>	x		
<i>Potamorhina squamoralevis</i>	x	x	x
<i>Potamotrygon sp.</i>	x	x	x
<i>Prochilodus lineatus</i>	x	x	x
<i>Psectrogaster curviventris</i>	x	x	
<i>Psellagrammus kennedyi</i>	x		
<i>Pseudohemiodon laticeps</i>			x
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	x	x	x
<i>Pseudoplatystoma reticulatum</i>	x	x	x
<i>Pterodoras granulosus</i>	x	x	x
<i>Pterygoplichthys ambrosettii</i>	x	x	x
<i>Pygocentrus nattereri</i>	x	x	x
<i>Ramnogaster sp.</i>	x	x	
<i>Rhamdia quelen</i>	x	x	x
<i>Rhamphichthys hahni</i>	x	x	x
<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	x	x	x
<i>Rhinelepis strigosa</i>	x		
<i>Rhinodoras dorbignyi</i>	x	x	
<i>Ricola macrops</i>	x		x
<i>Roebooides sp.</i>	x	x	x
<i>Salminus brasiliensis</i>	x	x	x
<i>Schizodon sp.</i>	x	x	x
<i>Serrasalmus sp.</i>	x	x	x
<i>Sorubim lima</i>	x	x	
<i>Spatularicaria sp.</i>	x		
<i>Steindachnerina sp.</i>		x	x
<i>Sternopygus macrurus</i>	x		
<i>Sturisoma robustum</i>	x		
<i>Synbranchus marmoratus</i>		x	
<i>Tetragonopterus argenteus</i>	x	x	
<i>Trachelyopterus sp.</i>	x	x	x
<i>Trachydoras paraguayensis</i>	x		
<i>Triportheus nematurus</i>	x	x	x
<i>Zungaro jahu</i>			x
Total	80	70	61