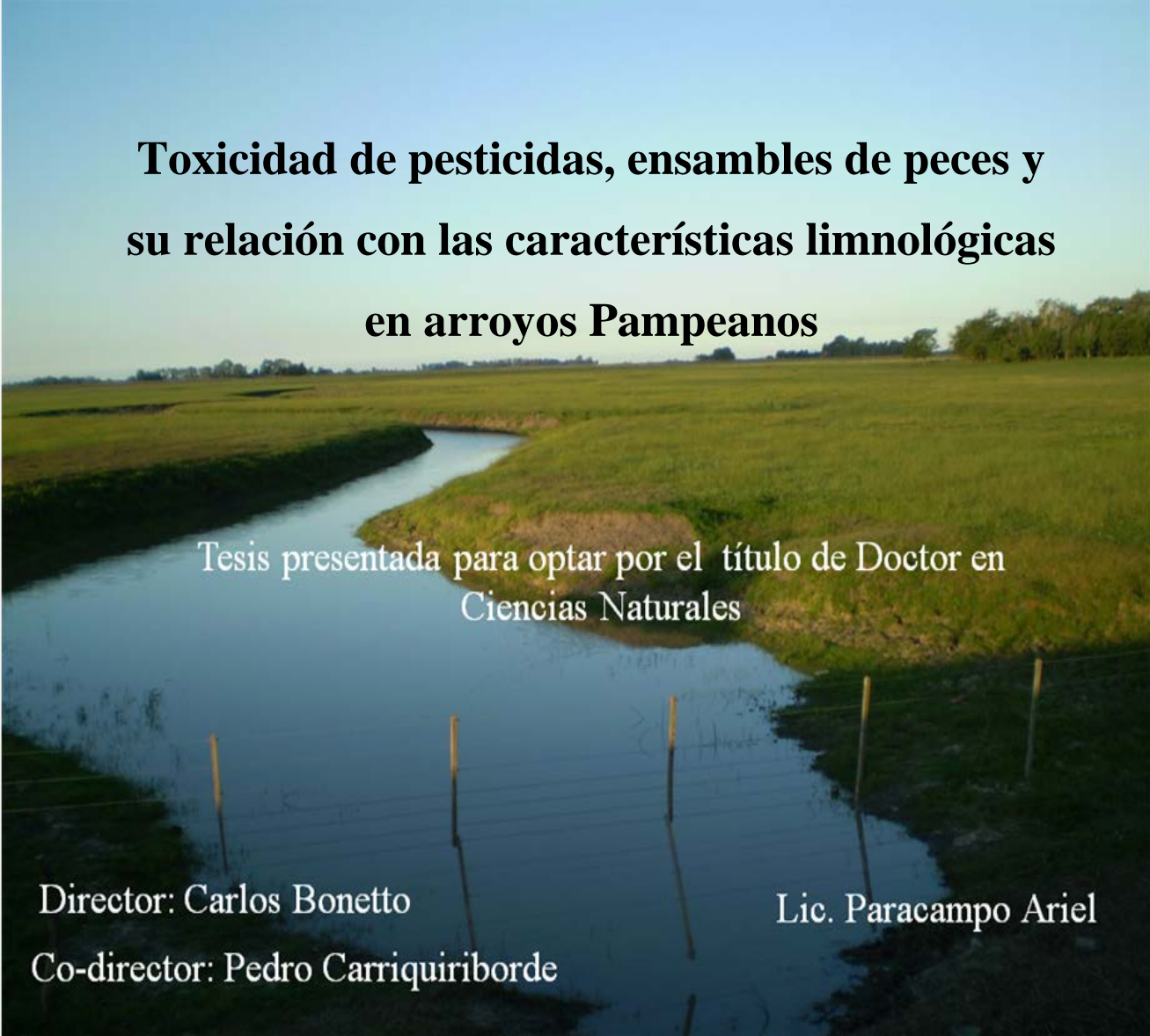


Universidad Nacional de La
Plata Facultad de Ciencias
Naturales y Museo 2012



**Toxicidad de pesticidas, ensambles de peces y
su relación con las características limnológicas
en arroyos Pampeanos**

Tesis presentada para optar por el título de Doctor en
Ciencias Naturales

Director: Carlos Bonetto

Co-director: Pedro Carriquiriborde

Lic. Paracampo Ariel

Agradecimientos

A mis directores Carlos Bonetto y Pedro Carriquiriborde por haberme guiado durante toda la realización de este trabajo. A Carlos por haberme escuchado hace varios años sin conocerme en lo absoluto en el momento que surgió la idea de la realización de este trabajo. A Ignacio García por su amistad y tantos momentos compartidos en el campo, sin su aporte parte este trabajo no se podría haber realizado. A mi Papa Hector, a mi mama Emilce y a mi hermana Julia por haber aguantado redes, tachos con peces, trampas y varias cosas más en casa y sobre todo por haberme aguantado a mí. A Celina Selva, a mis abuelas, tios y primos. A todos los chicos con los que compartimos diariamente el lugar de trabajo: Hernan siempre dispuesto a dar una mano para que todo vaya para adelante, a Natalia y Ana, por el apoyo brindado a la hora de trabajar ya hace varios años, a Marina y a Silvia por su apoyo en el último tiempo. A Hernan Benitez siempre dispuesto a dar una mano y por su ayuda en la confección de los mapas, a la “Polaca” y a Delia por ayudarme con mis dudas multivariadas. A Lucila Protogino por el cariño y el conocimiento brindado sobre la fauna de peces. A Juan y Diana por su predisposición para ayudarnos en los muestreos realizados en Magdalena. A Gustavo Bulus y Alicia Ronco los primeros en darme un lugar para poder aprender.

Indice

Resumen	7
Summary	9
CAPITULO 1 Toxicidad de pesticidas para <i>Cnesterodon decemmaculatus</i> en la escorrentía superficial del cultivo de soja.	12
1.1 Introducción	12
1.2 Hipótesis	14
1.3 Objetivo	14
1.4 Materiales y métodos	
1.4.1 Sitio de estudio	14
1.4.2 Diseño experimental	16
1.4.3 Organismo ensayado	19
1.4.4 Pruebas de toxicidad	20
1.4.5 Análisis fisicoquímico	20
1.5 Resultados	22
1.6 Discusión	27
1.6.1 Diferencias en la persistencia de la toxicidad entre las distintas aplicaciones	27
1.6.2 Toxicidad en la escorrentía	29
1.6.3 Diferencias entre insecticidas	29
CAPITULO 2 Ensamblajes de peces de arroyos pampeanos con diferentes usos del suelo y su relación con las características limnológicas	33

2.1 Introducción	33
2.2 Hipótesis	36
2.3 Objetivos	36
2.4 Materiales y métodos	37
2.4.1 Sitio de estudio	37
2.4.2 Parámetros limnológicos	44
2.4.3 Muestreo de los ensambles de peces	43
2.4.3.1 Relevamiento de peces de la comparación espacial (diferentes sitios de muestreo en los diferentes arroyos)	43
2.4.3.2 Relevamiento de peces de la comparación temporal (comparación del ensamble de peces actual con el registrado por Almirón et al. 2000)	45
2.4.4 Análisis de datos	45
2.4.4.1 Análisis de datos para la comparación espacial (diferentes sitios de muestreo en los diferentes arroyos)	45
2.4.4.2 Análisis de datos para la comparación temporal (comparación del ensamble de peces actual con el registrado por Almirón et al. 2000)	49
2.5 Resultados	51
2.5.1 Caracterización del ensamble de peces del arroyo Buñirigo sus relaciones con los parámetros limnológicos	51
2.5.1.1 Buñirigo superior (B1)	51
2.5.1.2 Buñirigo medio (B2)	55
2.5.1.3 Buñirigo inferior (B3)	58
2.5.1.4 Analisis ANOSIM Y SIMPER del ensamble de peces del arroyo Buñirigo	60
2.5.1.5 Relación entre el número de especies de Río y la distancia al Río de la Plata en el arroyo Buñirigo	61
2.5.2 Caracterización del ensamble de peces del arroyo Juan Blanco y sus relaciones con los parámetros limnológicos	62
2.5.3 Caracterización del ensamble de peces del arroyo Zapata medio (Z2) e inferior (Z3) y el afluente sin nombre (SN) y sus relaciones con los	

parámetros limnológicos	67
2.5.3.1 Analisis ANOSIM Y SIMPER del arroyo Zapata medio (Z2) e inferior (Z3) y afluyente sin nombre (SN)	73
2.5.4 Caracterización del ensamble de peces del arroyo El Pescado y sus relaciones con los parámetros limnológicos	76
2.5.4.1 El Pescado superior (P1)	76
2.5.4.2 El Pescado medio (P2)	82
2.5.4.3 El Pescado inferior (P3)	84
2.5.4.4 Análisis ANOSIM Y SIMPER del ensamble de peces del arroyo El Pescado	87
2.4.4.5 Relación entre el número de especies de río y la distancia al Río de la Plata en el arroyo El Pescado	91
2.5.5 Caracterización del ensamble de peces del arroyo Rodriguez y sus relaciones con los parámetros limnológicos.	
2.5.5.1 Rodriguez superior (R1)	91
2.5.5.2 Rodriguez medio (R2)	95
2.5.5.3 Rodriguez inferior (R3)	98
2.5.5.4 Análisis ANOSIM Y SIMPER del ensamble de peces del arroyo Rodriguez	99
2.5.6 Análisis de agrupamiento del ensamble de peces de todos los sitios relevados	100
2.5.7 Análisis ANOSIM y SIMPER entre los sitios de diferentes arroyos	102
2.5.8 Análisis de los atributos del ensamble de peces y relaciones con los parámetros limnológicos	112
2.5.9 Relaciones del ensamble de peces con los parámetros limnológicos	114
2.5.10 Análisis cualitativo de las especies que constituyen los ensambles de peces de los diferentes sitios de muestreo	116
2.5.11 Comparación de la composición actual del ensamble de peces del arroyo El Pescado con la registrada por Almirón et al. 2000 y sus relaciones con los parámetros limnológicos	120
2.5.11.1 Parámetros limnológicos	120
2.5.11.2 Análisis de la abundancia y la biomasa	122
2.5.11.3 Variaciones de los atributos ecológicos del ensamble sus relaciones con los parámetros limnológicos	123
2.5.11.4 Relaciones del ensamble con las variables ambientales	124

2.5.11.5 Diagrama de Olmstead Tukey y comparación de la composición del ensamble actual con el registrado por Almirón et al. 2000 en el periodo 1991-1993	125
2.5.11.6 Comparación de la abundancia, la biomasa y la estructura del ensamble actual con el registrado por Almirón et al. 2000	131
2.6 Discusión	133
2.6.1 Comparación espacial (diferentes sitios de muestreo en los diferentes arroyos)	133
2.6.1.1 Características limnológicas	133
2.6.1.2 Composición específica de los ensambles en los diferentes arroyos.	138
2.6.2 Comparación temporal (comparación del ensamble de peces actual con el registrado por Almirón et al. 2000)	147
2.6.2.1 Riqueza específica	148
2.6.2.2 Relaciones ecológicas del ensamble de peces	150
2.6.2.3 Comparación de la composición del ensamble actual de peces con el registrado en el período 1991/93	152
Conclusiones	160
Bibliografía	162

Resumen

El crecimiento de la población humana y el aumento del consumo producen un creciente deterioro de los sistemas naturales, especialmente en el ámbito limnológico. Los ecosistemas de agua dulce han perdido mayor diversidad biológica y hábitats en comparación con los terrestres y los océanos. En la Argentina, los agroecosistemas representan el paisaje dominante de la región Pampeana donde actualmente el cultivo más importante es la soja, que a partir del año 2009 representó aproximadamente la mitad de la superficie total cultivada: 16,7 millones de ha. El consumo de pesticidas se incrementó de 6 millones de kg en 1992 a 36 millones en 2010. Los insecticidas más utilizados corresponden en primer lugar al organofosforado clorpirifos, luego el organoclorado endosulfan y el piretroide cipermetrina. Los trabajos que estudian de manera integrada los ensambles de peces, las características físicas y químicas del agua y el uso del suelo en la cuenca son escasos.

Los objetivos de la presente tesis fueron estudiar la toxicidad y su persistencia en la escorrentía superficial con posterioridad a aplicaciones de insecticidas en el cultivo de soja y caracterizar el efecto producido por los principales usos del suelo sobre el ensamble de peces mediante la comparación de su composición en arroyos con distintos usos en sus cuencas: ganadería extensiva, ganadería intensiva (feedlots), agricultura convencional (cultivos) e intensiva (huertas) y urbanos.

Se estudió la persistencia de la toxicidad de cipermetrina clorpirifos y endosulfan en el cultivo de soja sobre el pez *Cnesterodon decemmaculatus* (Cyprinodontiformes Poeciliidae). Se realizaron ensayos de toxicidad en laboratorio con el agua de escorrentía superficial recogida en sucesivos eventos de simulaciones de lluvias, realizadas mediante un dispositivo de riego por aspersión, en parcelas experimentales sembradas con soja.

La persistencia de la toxicidad varió considerablemente dependiendo de las condiciones ambientales que prevalecen en el momento en que se desarrolla la aplicación, mostrando las aplicaciones realizadas en las etapas tempranas e intermedias del cultivo menor persistencia. La mayor radiación solar y temperaturas prevalecientes durante las aplicaciones temprana e intermedia, en el verano, parecen contribuir a la más rápida disipación de la toxicidad producida por una mayor volatilización, fotólisis y degradación química y biológica de los insecticidas. Hacia el final del

período de cultivo, previo al momento de cosecha, la defoliación provoca la formación de una capa de hojarasca sobre el suelo. La persistencia de la toxicidad en la aplicación tardía fue más prolongada que la registrada en la aplicación temprana. La mayor persistencia parece relacionarse con las menores irradiaciones y temperaturas en otoño como así también con la sorción de los pesticidas a la materia orgánica acumulada en superficie.

La persistencia en la toxicidad en el agua de escorrentía fue breve para la cipermetrina, intermedia para clorpirifos y extensa para endosulfan. En la aplicación temprana la cipermetrina no causó mortalidad. En contraste, la toxicidad para el endosulfan fue de casi tres meses en la aplicación y de ocho meses en la aplicación tardía. Cipermetrina resulta un insecticida de uso prácticamente inocuo mientras que endosulfan representa un serio riesgo para la fauna de peces de la región.

El efecto de las aplicaciones de insecticidas en los cultivos sobre los cuerpos de agua adyacentes depende de la frecuencia de los eventos de lluvia y de las prácticas de manejo asociadas, desde la elección de los pesticidas hasta el momento en que se realiza la aplicación. Con la frecuencia de lluvias predominante en la región y considerando que normalmente se llevan a cabo 2-3 aplicaciones por campaña agrícola, el cultivo de soja determina la ocurrencia de varios pulsos de toxicidad por campaña en los ambientes acuáticos adyacentes.

Se estudió la composición específica de los ensambles de peces y su relación con las variables limnológicas en trece sitios distribuidos en 5 cuencas con diferentes usos del suelo pertenecientes a la franja costera del Río de la Plata. Ubicados de norte sur se realizaron relevamientos en el arroyo Rodriguez (agricultura y urbanización), El Pescado (agricultura intensiva en la cuenca superior), Zapata (agricultura, ganadería, “feed-lots”, establecimientos de cría de aves y pequeños centros urbanos), el arroyo Buñirigo (ganadería extensiva en la cuenca superior e industrias en la cuenca media y baja) y el arroyo Juan Blanco (ganadería extensiva). Se realizaron en total 60 muestreos entre enero de 2009 y marzo de 2011 empleando el mismo esfuerzo de pesca en todos los relevamientos. En la cuenca baja del arroyo El Pescado se realizó un esfuerzo de muestreo mayor (19 muestreos) para comparar la composición específica y la biomasa actual con la registrada en el periodo 1991-93 con igual intensidad de pesca.

El efecto del uso del suelo resultó particularmente drástico en arroyo de cuenca rural con usos múltiples Zapata y en el urbano Rodriguez. En ambos hubo muestreos en que no se capturaron peces y en otros solo se capturaron ejemplares de las especies tolerantes *Rhamdia quelen*, *Corydoras Paleatus*, *Cnesterodon decemmaculatus* y *Otocinclus arnoldi*. La concentración de amonio no ionico alcanzó concentraciones tóxicas y las de oxígeno disuelto resultaron en ocasiones extremadamente bajas (0.3-0.5 mg/L). La riqueza específica de estos arroyos resultó de 17 y 10 especies respectivamente. Por el contrario, los arroyos de cuencas con predominio de ganadería

extensiva y, en menor medida, agrícola, arroyos Juan Blanco, Buñirigo y El Pescado registraron mejor calidad del agua y mayor número de especies: 30, 38 y 43 especies respectivamente.

Los arroyos que poseen cuencas de mayor tamaño y mayor caudal, arroyos Buñirigo y El Pescado, atraviesan el albardón de la planicie costera del Río de la Plata, mientras que los de menor tamaño, arroyos Juan Blanco y Zapata, se pierden en los humedales riparios del Río de la Plata sin superar el albardón. La mayor conectividad de los primeros facilita el ingreso de peces desde el Río de la Plata, que representa el reservorio de diversidad. Los arroyos de mejor conectividad, Buñirigo y El Pescado registraron una riqueza específica muy similar entre sí: 38 y 42 especies, y mayor que la de los arroyos Zapata inferior y Juan Blanco, con menor conectividad: 17 y 30 especies respectivamente.

En El Pescado inferior se llevó a cabo la mayor intensidad de pesca con el objeto de comparar la riqueza específica con la de un estudio anterior realizado en 1991-1993 utilizando la misma intensidad de pesca. La riqueza específica fue comparativamente elevada, totalizando 56 especies. El uso del suelo dominante en algunos afluentes del arroyo El Pescado es la agricultura intensiva. En el arroyo del Sauce, en la intersección con la ruta 36, se detectaron pulsos de toxicidad y se determinaron concentraciones tóxicas de pesticidas en aguas y sedimentos. Concentraciones que decaen aguas abajo. No obstante, la riqueza específica no registró diferencias respecto a la determinada en la década del 90 (55 especies), cuando el uso del suelo en la cuenca era la ganadería extensiva, sugiriendo una elevada capacidad de resiliencia de los ensambles. Se sugieren algunas características que podrían contribuir a dicha capacidad. La zona agrícola, si bien tiende a expandirse con el tiempo, actualmente comprende un porcentaje minoritario del total de la cuenca (27 % del total). Los humedales riparios y especialmente el humedal que desarrolla el arroyo en Ignacio Correa contribuyen a atemperar los pulsos de toxicidad. Siendo los insecticidas más utilizados hidrofóbicos, tienden a acomplejarse con la materia orgánica y ser retenidos y posteriormente desactivados en la biomasa vegetal y los detritus acumulados por los humedales. Resulta también de interés señalar que la conectividad con un sistema de mayor diversidad como es el Río de la Plata contribuye al mantenimiento de la riqueza específica del arroyo. Consistentemente, si bien la riqueza específica no varió, se detectaron cambios en la composición de los ensambles con mayor proporción de especies típicas del Río de la Plata en la actualidad.

Summary

The increasing world population and consumption is causing an environmental impact on fresh water ecosystems, deteriorating water quality and biological assemblages as agriculture and urbanization increase. Agricultural ecosystems represent the dominant landscape in the Argentine Pampean region. Soy cultivation represents roughly half of the total cultivated surface (16.7 million ha). Insecticide consumption increased from 6 million kg in 1992 to 36 million kg in 2010, and the most utilized insecticides are the organophosphate chlorpyrifos, the organochlorine endosulfan and the pyrethroid cypermethrin. Integrated assessment of fish assemblages, water quality and land use are scarce in Argentina.

The objectives of the present work were to: assess toxicity and persistence to the fish *Cnesterodon decemmaculatus* in the runoff from soy fields following insecticide application, and evaluate the fish assemblages in watersheds with different land uses: rangeland and intensive (feedlot) cattle, conventional (crops) and intensive mixed agriculture, and urban uses.

To evaluate persistence of the toxicity of soy runoff to *C. decemmaculatus*, toxicity tests were performed at successive simulated rains events produced by a sprinkler irrigation system mounted in an experimental field station. Toxicity persistence varied with insecticide application timing: early and intermediate applications resulted in shorter persistence, presumably because higher solar irradiance and temperatures increase photolysis, volatilization and biological and chemical insecticide degradation. By contrast, late applications, close to the harvest, resulted in longer persistence of toxicity. The lower temperatures and solar irradiance prevailing in autumn likely decreased insecticide degradation and losses. Moreover, sorption of the hydrophobic insecticides to the newly formed organic layer may have contributed to the observed toxicity persistence.

Persistence of toxicity was shorter for cypermethrin, intermediate for chlorpyrifos and longer for endosulfan. Early application of cypermethrin did not cause *C. decemmaculatus* mortality. By contrast, early endosulfan application resulted in toxic runoff for at least three months while late applications resulted in up to 8 months of toxicity in runoff. Cypermethrin applications produced no lethal effects in runoff while endosulfan represents a serious risk for fish assemblages in the adjacent waterbodies.

The overall effect of insecticide application on crops on the adjacent environments depends on rain frequency and management practices, such as application timing and pesticide choice. In the Pampasic region, several toxicity pulses occur per growing season.

Specific fish composition and limnological parameters were assessed in 13 sites of 5 streams with different land use along the coastal fringe of the Rio de la Plata estuary. The Rodriguez stream watershed is characterized by both agriculture and urban land uses. In El Pescado watershed agriculture is the dominant land use in the upper basin, and rangeland cattle in the lower basin. The

Zapata stream basin includes multiple rural uses including intensive cattle (feedlots) and chicken farming. Rangeland cattle represents the main activity in the Juan Blanco and Buñirigo basins, but the latter has two industries close to the mouth.

Monitoring was conducted quarterly for a period of two years, using the same quantitative method. The effect of land use was particularly drastic in the rural Zapata and the urban Rodriguez streams. In both, no fish were captured in several sampling rounds and primarily a few tolerant species were present (*Rhamdia quelen*, *Corydoras Paleatus*, *Cnesterodon decemmaculatus* y *Otocinclus arnoldi*) in the other samples. Unionized ammonium concentrations toxic to fish and low oxygen values (0.3-0.5 mg/L) were found in several samples. Streams with a dominant land use of rangeland cattle, and agriculture in smaller proportion, had better water quality and higher species richness: 30, 38 and 43 species in the Juan Blanco, Buñirigo and El Pescado streams, respectively.

The streams with larger basins and discharges, Buñirigo and El Pescado, flow through the Rio de la Plata floodplain embankment, while those of lower discharge, Zapata and Juan Blanco, dissipate in the floodplain marshes of the Rio de la Plata. El Pescado and Buñirigo streams have similar and higher species richness (38 and 42 species, respectively) than Zapata and Juan Blanco (17 and 30 species, respectively). The improved connectivity of the former streams facilitates the entry of fish from the Río de la Plata, the reservoir of fish diversity.

The lower El Pescado stream was sampled with higher intensity (19 samplings) in order to compare present fish assemblages with those of the period 1991-93 using the same quantitative sampling method. Species richness amounted to 56 species. Land use in the upper Pescado basin is intensive mixed agriculture. Toxicity pulses were reported and insecticides were determined in water and sediments of del Sauce stream, a tributary of the upper El Pescado stream. Total species richness was not substantially different from a previous study performed in the nineties (55 species) when the soil use in the basin was rangeland cattle, suggesting quite a high resilience of the fish assemblages. Several reasons are suggested. The area of agriculture represents a minor proportion of the whole El Pescado basin (27%). Riparian marshes and especially a large wetland in the stream at Ignacio Correa likely buffer the toxic pulses from the upper basin. As the most heavily used insecticides are hydrophobic, they are likely to be sorbed to vegetation and detritus in the riparian habitats. Although species richness did not change, fish composition did, with the fish species from the Río de la Plata increasing in El Pescado stream. Thus, connectivity with the Rio de la Plata is assumed to contribute to the comparatively high species richness in El Pescado stream.

CAPITULO 1

Toxicidad de pesticidas para *Cnesterodon decemmaculatus* en la escorrentía superficial del cultivo de soja.

1.1 Introducción

Los agroecosistemas representan el paisaje dominante de la región Pampeana donde actualmente el cultivo más importante es la soja, que a partir del año 2009 representó aproximadamente la mitad de la superficie total cultivada: 16,7 millones de ha (FAO 2012).

La Pampa Argentina es una extensa planicie de clima templado con suelos fértiles originalmente cubiertos por pastizales. Durante un largo período los productores emplearon un sistema mixto de producción con ganadería y cultivos, principalmente trigo y maíz. La soja no fue un cultivo tradicional en nuestro medio hasta 1996, cuando la variedad genéticamente modificada resistente al glifosato fue introducida en el mercado. La soja y sus derivados: aceites, harina y pellets se convirtieron en los principales productos de exportación. Actualmente Argentina es el tercer productor de soja después de Estados Unidos y Brasil. Las variedades de corto periodo de crecimiento, permitieron dos cosechas por año: una de trigo seguido por otra de soja. La ganadería se trasladó a áreas marginales o se concentró en feedlots. El consumo de pesticidas se incrementó de 6 a 18 millones de kg solo en el período entre 1992 y 1997 (Pengue 2000), alcanzando los 36 millones de kilogramos en 2010 (CASAFE, 2012). Los insecticidas más utilizados corresponden en primer lugar al organofosforado clorpirifos, luego el organoclorado endosulfan y por último el piretroide cipermetrina (CASAFE 2012).

Los estudios de riesgo ambiental se basan en la determinación de la concentración letal 50% (CL50) llevada a cabo en condiciones estándar de laboratorio, para algunos organismos que se utilizan como bioindicadores de contaminación. La mayoría de las especies utilizadas pertenecen a la fauna del hemisferio norte (Varó et al. 2000; Saha y Kaviraj 2003; Gul 2005; Belden y Lydy 2006; Suvetha et al. 2010). Schulz (2004) señala que si bien existe abundante información disponible en la

literatura sobre la toxicidad de pesticidas en experimentos de laboratorio para variadas especies por separado en condiciones estándar, se requieren más estudios sobre el efecto de los mismos en los ambientes naturales sometidos a las prácticas agrícolas comunes. Sin cuestionar la importancia de los test estándar, se requieren estudios en condiciones ambientales más complejas y realistas donde las poblaciones interactúen entre sí, y estén sometidas a otros factores de estrés que actúan simultáneamente y varían en el tiempo y el espacio.

Carrquiriborde et al. (2007) estudiaron la toxicidad de cipermetrina para el pez *Cnesterodon decemmaculatus* en ensayos de laboratorio siguiendo los procedimientos estándar con agua de red declorinada. La dosis letal resultó un orden de magnitud menor que la obtenida en el agua de un arroyo pampeano, interpretándose la diferencia como resultado de la interacción entre el pesticida, la materia orgánica y los sólidos suspendidos presentes en el agua del arroyo. El trabajo evidencia la dificultad de interpretar el impacto de la práctica agrícola en la fauna residente en función de las dosis letales determinadas en laboratorio con los procedimientos estándar.

Los pesticidas se utilizan para prevenir el daño producido en el cultivo por variados organismos. Plagas del suelo como gusanos cortadores pertenecientes al orden Lepidoptera (*Agrotis ipsilon*, *Agrotis malefida*, *Peridroma saucia*, *Euxoa* sp.) son usualmente tratadas con clorpirifos en etapas tempranas del desarrollo. Las orugas defoliadoras, también del orden Lepidoptera durante la estación de crecimiento y más tarde las chinches (Hemiptera) en la etapa de fructificación, representan una seria amenaza para el cultivo. La cipermetrina es utilizada para el control de la “oruga medidora” *Rachiplusia nu* (Lepidoptera, Noctuidae) el endosulfan para la “chinche verde” *Nezara viridula* (Hemiptera, Pentatomidae) y el clorpirifos para el “taladrador” *Epinotia aporema* (Lepidoptera, Tortricidae). Esto hace que la aplicación de mezclas de pesticidas se transforme en una práctica muy frecuente. Generalmente los productores cuando aplican un insecticida suelen añadir otros, creyendo que la acción del poder residual puede prevenir infestaciones tardías de insectos amortizando el costo del combustible, previniendo aplicaciones futuras. Estas prácticas agrícolas representan un riesgo para los arroyos que atraviesan explotaciones agrícolas. Marino y Ronco (2005) determinaron la ocurrencia de insecticidas en varios arroyos y ríos de la región pampeana. Jergentz et al. (2004 a, b) observaron pulsos de toxicidad en arroyos que drenan áreas intensamente cultivadas. Mugni et al. (2011) estudiaron un arroyo de primer orden que atraviesa un campo cultivado siguiendo las prácticas de manejo más frecuentes implementadas por los productores y detectaron la ocurrencia de pulsos de toxicidad, los cuales estuvieron relacionados a aplicaciones de cipermetrina, clorpirifos y endosulfan. Los pulsos de toxicidad producidos por eventos de escorrentía superficial fueron mayores que la toxicidad relacionada con la deriva del insecticida durante la aplicación. Algunas aplicaciones fueron seguidas de varios pulsos de

toxicidad en relación a eventos de lluvias posteriores. En contraste, no se observaron pulsos de toxicidad luego de dos aplicaciones que fueron realizadas durante períodos de sequía y cuando el evento de precipitación ocurrió un mes después de la aplicación de los insecticidas. Esto sugiere la existencia de un periodo crítico que afecta la toxicidad de la escorrentía, el cual puede variar de un pesticida a otro. Determinar el periodo crítico en que un pesticida genera toxicidad en la escorrentía superficial con posterioridad a la aplicación permitirá una evaluación más precisa del impacto sobre la fauna residente en los ambientes acuáticos adyacentes.

1.2 Hipótesis

Se plantea como hipótesis que la aplicación de insecticidas en el cultivo de soja genera pulsos de toxicidad en la escorrentía superficial cuya magnitud y persistencia se intenta determinar.

1.3 Objetivo

Estudiar la toxicidad para *Cnesterodon decemmaculatus* y su persistencia en la escorrentía superficial con posterioridad a aplicaciones de insecticidas en el cultivo de soja.

1.4 Materiales y métodos

1.4.1 Sitio de estudio

El trabajo se llevó a cabo en la Estación Experimental Ing. Hirschhorn perteneciente a la facultad de Ciencias Agrarias y Forestales de la Universidad Nacional de La Plata ubicada en la localidad de los Hornos (35° 01' S, 57° 59' W), La Plata, Buenos Aires, Argentina. Se utilizó un lote de aproximadamente 90 m × 60 m que fue dividido en diez parcelas de 8 × 30 m. Se simuló eventos de lluvia con posterioridad a las aplicaciones de pesticidas en el cultivo de soja y se determinó la toxicidad del agua de escorrentía superficial para *C. decemmaculatus*. Se instaló un equipo de riego por aspersión que consistió en una cañería de 3 cm de diámetro instalada perimetralmente a las parcelas y 15 cabezales con aspersores de impacto Senninger de 9,5 mm de diámetro (modelo 7025) montados a una distancia de 15 metros uno de otro. El dispositivo montado genera una intensidad de lluvia de aproximadamente 16 mm/h con un tamaño de gota de 0,7–1 mm de diámetro (figura 1). El agua fue suministrada mediante una bomba ubicada a 65 m de profundidad con un caudal de 60.000 l/h. El campo presentaba una pendiente del 1 %. El agua de escorrentía fue recogida en una

pequeña zanja excavada en el extremo inferior de cada parcela donde se colectó en recipientes de 5 l.



Figura. 1. Simulación de lluvia en las parcelas experimentales a través del sistema de riego por aspersion.

El suelo de la estación experimental corresponde a un Argiudol, caracterizado por presentar un horizonte superficial A (30 cm de profundidad) franco-arcilloso (52–64 % limo y 26–34 % arcilla) y 4,5 % de materia orgánica, seguido por un horizonte B (80–100 cm de profundidad) con 50–60 % de arcilla (Mugni 2009). Se determinó la granulometría del suelo en una muestra integrada de 10 submuestras de suelo superficial de la parcela experimental. El suelo superficial esta constituido por 54 % de limo, 26 % de arcilla y 20 % de arena. El contenido de materia orgánica fue de 4,3 % y el pH de 7,8.

1.4.2 Diseño experimental

Se estudiaron dos ciclos sucesivos de cultivo durante las campañas agrícolas 2008/2009 y 2009/2010. Se realizaron dos aplicaciones de cipermetrina, clorpirifos y endosulfan al inicio y al final del periodo de crecimiento en la campaña 2008/2009, referidas en lo sucesivo como aplicación temprana y tardía, respectivamente. Se realizó una aplicación de clorpirifos durante el periodo de crecimiento 2009/2010, cuando el cultivo alcanza la cobertura del suelo, referida en lo sucesivo como aplicación de ciclo intermedio. En la aplicación temprana y tardía tres parcelas fueron usadas como controles, tres recibieron cipermetrina, tres recibieron endosulfan y una recibió clorpirifos. En la aplicación de ciclo intermedio se utilizaron dos parcelas como controles y tres replicas con clorpirifos.

Dos de las parcelas empleadas como control fueron ubicadas en lados extremos opuestos, mientras que los tratamientos fueron asignados de manera aleatoria. En el eventual caso que dos parcelas con el mismo tratamiento quedasen adyacentes se repetía el sorteo para asegurar que las unidades experimentales se intercalen adecuadamente. Se utilizó este criterio para eliminar el sesgo en el análisis de la variancia en estudios realizados a campo que disponen de un bajo número de replicas (Farmer et al. 1995).

La preparación del suelo se llevó a cabo mediante labranza convencional. La soja fue sembrada el 28 de noviembre de 2008 con 45 semillas/m² y a una distancia de 35 cm entre surcos. La aplicación temprana de insecticidas se realizó el 17 de diciembre de 2008, poco después de la emergencia de la soja (figura 2). La aplicación tardía se realizó el siete de abril de 2009, próxima a la cosecha y poco antes que las hojas cayeran (figura 3). Para el periodo de crecimiento 2009/2010 la soja fue sembrada el 8 de noviembre de 2009 usando el mismo método que el año previo. La aplicación de clorpirifos fue realizada el 28 de diciembre de 2009 cuando la soja alcanzó la cobertura del suelo (figura 4). La aplicación de cipermetrina se llevó a cabo con el formulado comercial Glextrin aplicando la dosis recomendada de 300 ml/ha (75 g de ingrediente activo/ha), la de clorpirifos con Terfos y una dosis de 2.000 ml/ha (960 g i.a/ha) y la de endosulfan con Master y una dosis de 3.000 ml/ha (1.050 g i.a /ha).



Figura 2. Aplicación temprana de insecticidas en las parcelas experimentales.



Figura 3. Simulación de lluvia con posterioridad a la aplicación tardía, en el momento previo a la cosecha cuando las hojas comenzaban a caer.



Figura 4. Simulación de lluvia con posterioridad a la aplicación intermedia, cuando el cultivo alcanzó una buena cobertura.

1.4.3 Organismo ensayado

El pez seleccionado para los bioensayos de laboratorio fue *C. decemmaculatus* un Cyprinodontiforme de la familia Poeciliidae. Presenta pequeño tamaño (máximo entre 25 y 45 mm para el macho y la hembra respectivamente), de reproducción vivípara y no realiza migraciones. De alimentación micro-mesoanimaliva en superficie. Se distribuye en Argentina, Brazil y Uruguay. Es muy frecuente en charcas, arroyos y lagunas de la región pampeana. Los rangos de tolerancia para algunos parámetros ambientales como la temperatura, la salinidad y el pH son comparativamente amplios (Gomez et al. 1998; Menni et al. 1996). Varios trabajos mencionan que esta especie es apropiada para la realización de ensayos de toxicidad tanto crónicos como agudos (Candiotti et al. 2010; Casares et al. 2012).

Los peces fueron colectados de un arroyo que no presenta agricultura en su cuenca ni presencia de contaminación ubicado a 25 km de la ciudad de La Plata, previamente fueron aclimatados durante varias semanas y alimentados con alimento comercial para peces.

1.4.4 Pruebas de toxicidad.

El primer evento de precipitación fue simulado inmediatamente después de la aplicación de los insecticidas y se repitió sucesivamente hasta la desaparición de la toxicidad para *C. decemmaculatus* en la escorrentía. Cada evento de precipitación simulada finalizó inmediatamente después de observarse el flujo de escorrentía superficial, de modo que el exceso de agua podía ser recogido en los recipientes ubicados en el extremo de cada una de las parcelas. La escorrentía recogida se transfirió a botellas oscuras e inmediatamente se transportó al laboratorio en heladeras refrigeradas. Los ensayos de toxicidad fueron realizados con el agua recogida de las parcelas inmediatamente después de cada evento de simulación de precipitación, siguiendo los protocolos estandarizados descritos en USEPA (2002). Diez individuos adultos de 15-20 mm de longitud estándar fueron expuestos a 1 l de agua de escorrentía en recipientes de vidrio de 3 l, por triplicado. El ensayo se realizó sin alimentación, a 22 ± 2 °C con fotoperiodo natural. Las lecturas de mortalidad se realizaron a las 24, 48, 72 y 96 hs de exposición. Los individuos muertos fueron removidos inmediatamente. El porcentaje de mortalidad informado es a 96 h. Se consideró como aceptable para los controles negativos una mortalidad menor al 10 %. (USEPA 2002).

1.4.5 Análisis fisicoquímico

Las condiciones del clima (radiación solar, humedad y temperatura) fueron registradas en la estación meteorológica automática de la Estación Experimental (Davis Instruments station, modelo Groweather Industrial) ubicada a 300 m de las parcelas experimentales. La temperatura y humedad del suelo fueron medidas con sensores Decagon ETC y Echo20/ec5 respectivamente colocados a una profundidad de 10 cm. Los datos se tomaron cada 60 minutos mediante un dispositivo Decagon modelo Em5b. La temperatura, la conductividad (Hanna modelo HI 8733) y el pH (Orion modelo 250 A) del agua de escorrentía superficial se midió *in situ* a lo largo de los experimentos. Las muestras del agua de escorrentía para el análisis de pesticidas se pasaron a través de columnas de C18 (Agilent para extracción de fase solida), previa activación de las mismas con 5 ml de acetato de etilo, 3 ml de acetona y 15 ml de agua. Las columnas de C18 se mantuvieron en freezer hasta el

momento del análisis de pesticidas. El análisis de pesticidas fue realizado después de la elución de la columna de C18 con 5 ml de hexano y luego 5 ml de diclorometano. La determinación analítica de cipermetrina, clorpirifos y endosulfan se realizó por cromatografía gaseosa con detección de captura electrónica (Carlo Erba, serie 6000), con columna HP-5,15m, 0,53 mm DI, carrier N2, detector 320 °C, rampa 190-250 °C (Marino y Ronco 2005). La cuantificación se realizó con patrones de alta pureza Accustandard. Los solventes utilizados fueron J. T. Baker de calidad para análisis de pesticidas. Las determinaciones analíticas se llevaron a cabo en el Centro de Investigaciones del Medio Ambiente (CIMA), Facultad de Ciencias Exactas, Universidad de La Plata. Los límites de detección en agua fueron 0,01 µg/l para endosulfan y clorpirifos, y 0,025 µg/l para cipermetrina.

1.4.6 Análisis estadístico

La persistencia de la toxicidad luego de los sucesivos eventos de precipitaciones simuladas fue expresada como el tiempo letal 50 % (TL50) estimado a partir de la mortalidad de cada replica y de cada tratamiento (clorpirifos, cipermetrina y endosulfan). Los valores de los TL50 fueron calculados mediante la aplicación del análisis Probit. Las diferencias entre los tratamientos fueron evaluadas mediante un test de t para muestras independientes. Cuando los supuestos requeridos (normalidad) para la realización de un test de t no fueron cumplidos se empleó el método equivalente no paramétrico de Mann Whitney. El nivel de significancia adoptado para los test fue de 0,1.

Las concentraciones de pesticidas determinadas en los sucesivos eventos de escorrentía fueron ajustados a una función exponencial para el tiempo desde la aplicación mediante un procedimiento de estimación no lineal. La vida media de cada insecticida fue estimada como el \ln de $2/k$, siendo k el exponente de la función de decaimiento (Zar 2009). Las diferencias entre las vidas medias de los ensayos de pesticidas fueron evaluadas mediante la comparación de las pendientes obtenidas con los datos transformados a logaritmo mediante un test de t.

1.5 Resultados

En la tabla 1 se resumen los resultados de las variables ambientales medidas después de cada aplicación. La radiación solar y la temperatura media durante el mes posterior a la aplicación fue similar en la aplicación temprana y en la de ciclo intermedio y fue del 66-68% y 8-10 °C mayor que en la aplicación tardía.

El agua de irrigación fue alcalina, oscilando el pH en el rango 8,0-8,8 y la conductividad 578-806 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Tabla 1. Valores medios de las variables ambientales medidas durante el mes siguiente a cada aplicación.

aplicación	fecha	radiación	temperatura	humedad	temperatura	humedad
		solar	del suelo	del suelo	del aire	del aire
		Wat/m ²	°C	% sat.	°C	% sat.
temprana	17 dic. 2008	6033	24,5	68	24,1	57,6
intermedia	28 dic. 2009	5926	22,1	79	23,0	69,7
tardía	7 abril 2009	3570	14,4	75	16,3	69,4

La concentración de cada insecticida en la primer escorrentía inmediatamente después de la aplicación temprana (Fig. 2) mantuvo el mismo orden que las dosis aplicadas: endosulfan > clorpirifos > cipermetrina (tabla 2). Las concentraciones de insecticidas en los siguientes eventos de escorrentía decayeron con el tiempo. Las concentraciones se correlacionaron con el tiempo a partir de la aplicación ajustando a una curva de decaimiento exponencial r 0,99, 0,94 y 0,90 para cipermetrina, endosulfan y clorpirifos respectivamente (Fig. 5).

Tabla 2. Concentraciones de pesticidas ($\mu\text{g/l}$) en los eventos de escorrentía superficial con posterioridad a la aplicación temprana, vida media de los pesticidas en el agua de escorrentía y K_{ow} (coeficiente de partición octanol-agua).

evento de escorrentía	días post-aplicación	cipermetrina	endosulfan	clorpirifos
17 dic. 2008	0	0,10	0,66	0,35
23 dic. 2008	6	0,09	0,62	0,12
30 dic. 2008	13	0,08	0,41	0,09
05 ene. 2009	19	0,07	0,35	0,06
vida media (días)		36	19	5,5
K_{ow} (Dupont, 2010)		4.000.000	200.000	50.000

La comparación de las pendientes de cada función de decaimiento mediante test de t de los datos transformados a logaritmo mostraron diferencias significativas (cipermetrina con endosulfan

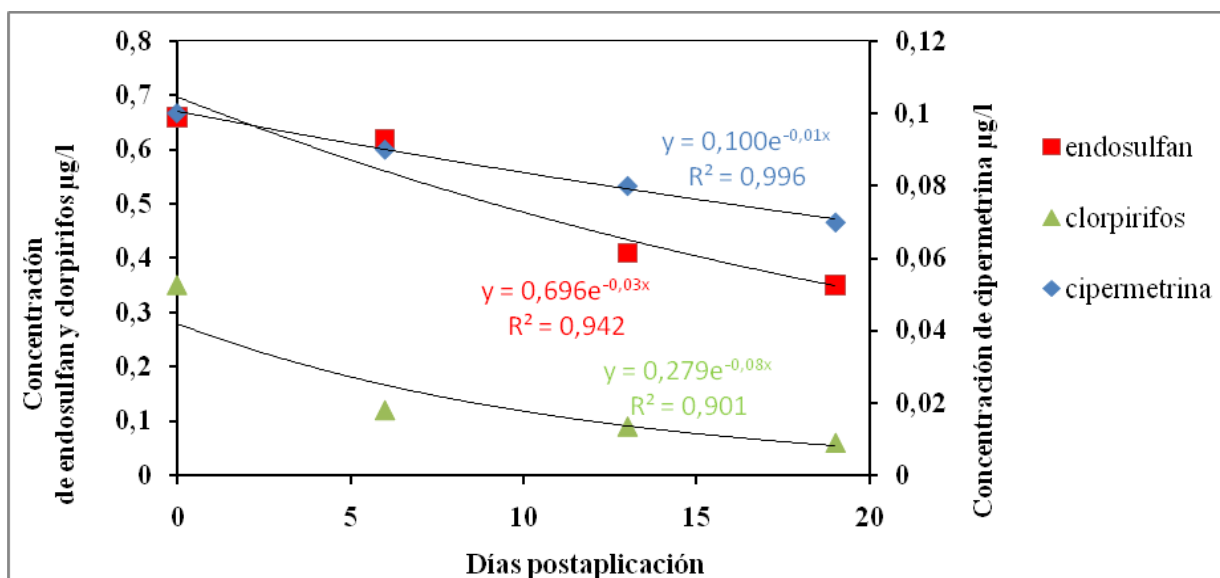


Figura 5. Concentración de cipermetrina, clorpirifos y endosulfan en la escorrentía superficial con posterioridad a la aplicación temprana.

$p < 0,025$, cipermetrina con clorpirifos $p < 0,012$, endosulfan con clorpirifos $p < 0,033$). Las vidas medias estimadas siguieron el mismo orden que el K_{ow} de cada pesticida (cipermetrina $>$ endosulfan $>$ clorpirifos) y ajustaron a una función exponencial del mismo ($r = 0,98$, tabla 2).

No se observó mortalidad en los ensayos de toxicidad para *C. decemaculatus* en la escorrenría superficial de las parcelas fumigadas con cipermetrina (Fig. 6). La escorrenría de las parcelas tratadas con clorpirifos registró un 47 % de mortalidad en el primer evento de escorrenría realizado inmediatamente después de la aplicación y cesó en el segundo evento de escorrenría, 6 días después. Por el contrario, las parcelas tratadas con endosulfan permanecieron con el 100 % de mortalidad durante 56 días disminuyendo gradualmente al 62 % a los 70 días, y al 23 % en el último evento de escorrenría realizado 84 días después de la aplicación (Fig. 6).

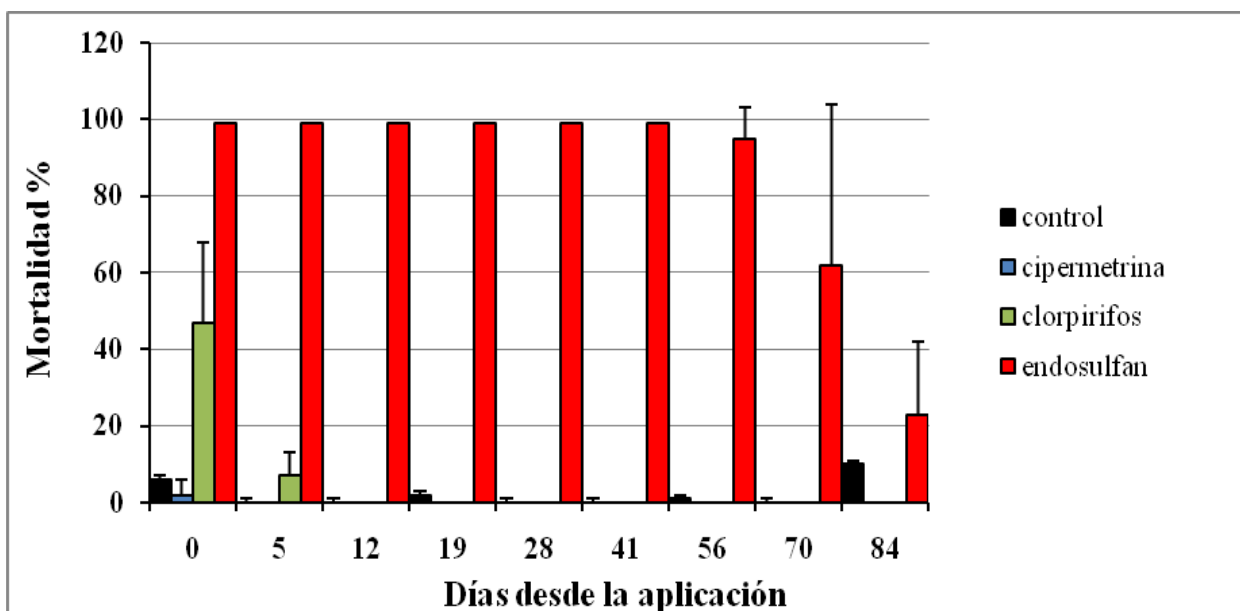


Figura 6. Toxicidad de cipermetrina, clorpirifos y endosulfan para *C. decemaculatus* en los sucesivos eventos de escorrenría de la aplicación temprana.

Con el fin de comparar los tiempos letales de los pesticidas ensayados, el TL50 para cipermetrina fue asumido como cero para las tres replicas debido a que no se observó mortalidad en los ensayos. El TL50 para el endosulfan fue de $76,2 \pm 6,6$ días significativamente más extenso que el de cipermetrina ($p < 0,05$, U Mann-Whitney).

Durante el siguiente periodo de crecimiento (2009/2010), se llevó a cabo la aplicación de clorpirifos denominada intermedia, cuando el cultivo alcanzó una buena cobertura (Fig. 4). La concentración de clorpirifos fue elevada en el primer evento de escorrenría, un orden de magnitud mayor que en la aplicación temprana, disminuyendo de manera muy rápida de modo que 14 días después, en el tercer evento de escorrenría, estuvo por debajo del nivel de detección (tabla 3).

Tabla 3. Concentración de clorpirifos ($\mu\text{g/l}$) en los sucesivos eventos de escorrentía de la aplicación de ciclo intermedio, nd: no detectable.

fecha	días post-aplicación	clorpirifos
29 dic. 2009	0	3,6
4 ene. 2010	7	0,5
11 ene. 2010	14	nd

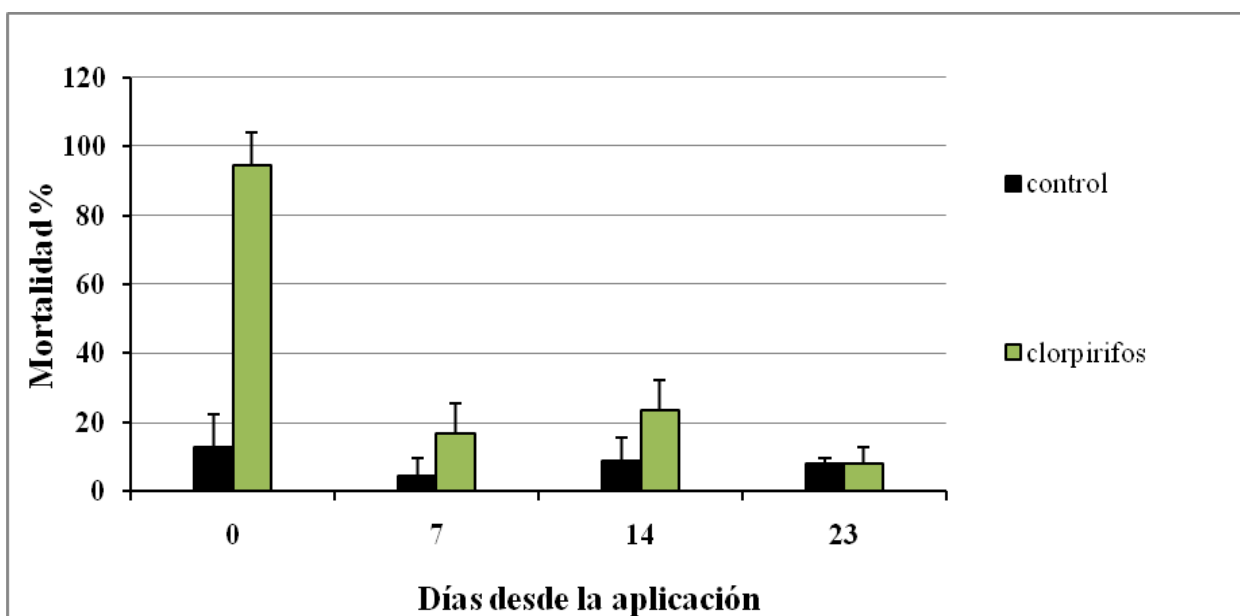


Figura 6. Toxicidad de clorpirifos para *C. decemmaculatus* en los sucesivos eventos de escorrentía de la aplicación de ciclo intermedio.

Las concentraciones de clorpirifos en eventos sucesivos describen una función de decaimiento exponencial con el tiempo ($r=0.99$). La vida media estimada fue de 3 días. La pendiente de la transformación logarítmica no mostró diferencias significativas en relación a la aplicación temprana ($p<0.14$, t test).

La mortalidad de *C. decemmaculatus* en el agua de escorrentía fue consistente con el decaimiento de las concentraciones de clorpirifos, siendo prácticamente del 100% en la primer escorrentía, inmediatamente después de la aplicación, para disminuir con posterioridad y cesar a los 23 días de la aplicación (Fig. 7).

La aplicación tardía se llevó a cabo prácticamente al final del ciclo de crecimiento, próxima a la cosecha. Las hojas de las plantas de soja comenzaron a caerse poco después de realizada dicha aplicación formando un estrato de hojarasca, acumulándose sobre la superficie del suelo. La mortalidad de *C. decemmaculatus* en el agua de escorrentía cesó a los 14 días en las parcelas tratadas con cipermetrina, a los 56 días en las tratadas con clorpirifos y permaneció en el 100 % en todos los eventos de escorrentía en las parcelas tratadas con endosulfan hasta el final del experimento, 140 días después de aplicación de insecticidas (Fig. 8).

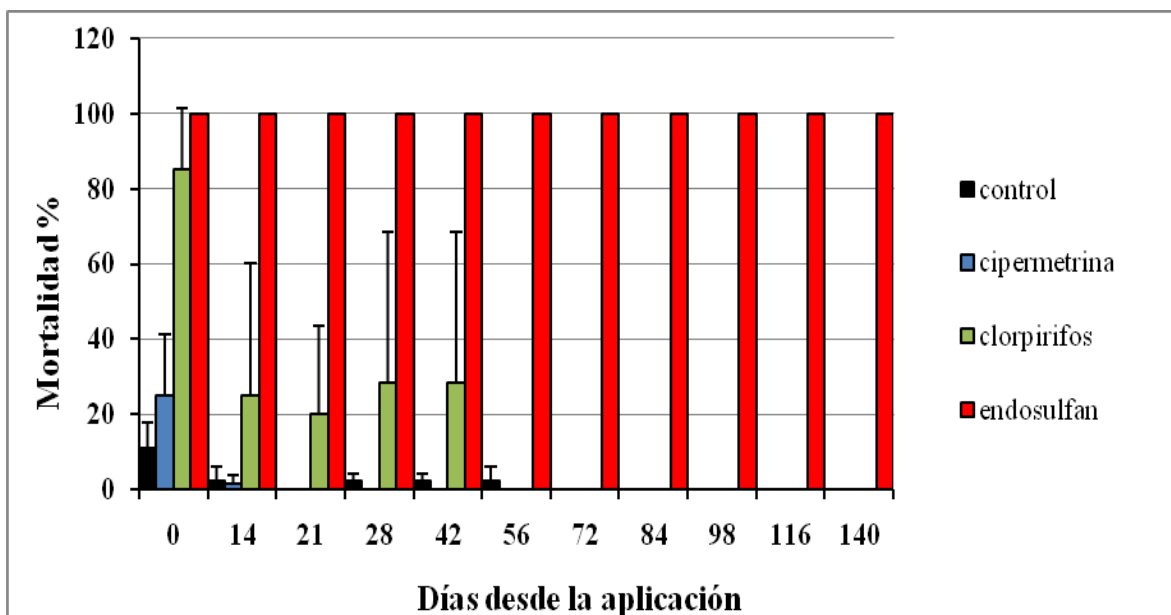


Figura 8. Toxicidad de cipermetrina, clorpirifos y endosulfan para *C. decemmaculatus* en los sucesivos eventos de escorrentía de la aplicación tardía.

Asumiendo el TL50 de endosulfan como 140 días, la persistencia de la toxicidad fue significativamente mayor que la registrada en la aplicación temprana ($p < 0,08$ U Mann-Whitney). El TL50 para clorpirifos fue estimado en $4,2 \pm 4,4$ días.

El experimento se interrumpió a los 140 días con posterioridad a la aplicación cuando la mortalidad todavía era del 100% porque se necesitaba iniciar los trabajos agronómicos correspondientes al próximo ciclo. Esta experiencia se repitió con posterioridad, en la campaña agrícola 2010-2011. Los resultados confirman los anteriores e indican una persistencia de la toxicidad del endosulfan en el agua de escorrentía para *C. decemmaculatus* aún mayor, alcanzando los 263 días (Fig. 9). El experimento fue interrumpido por la necesidad de disponer de las parcelas para otros trabajos.

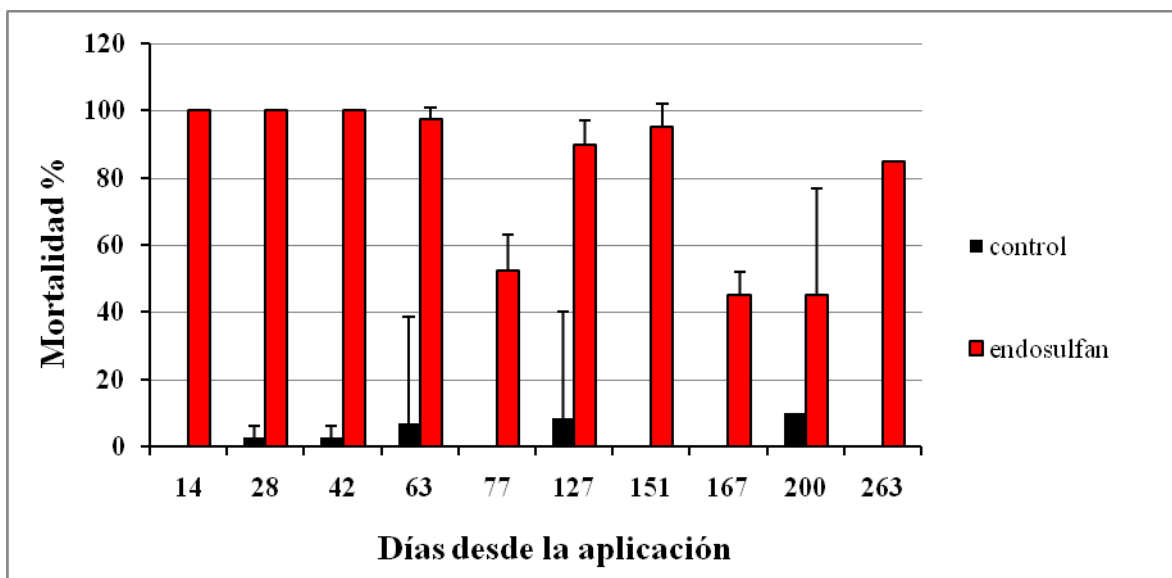


Figura 9. Toxicidad de endosulfan para *C. decemmaculatus* en los sucesivos eventos de escorrentía en la campaña agrícola 2010-2011.

1.6 Discusión

1.6.1 Diferencias en la persistencia de la toxicidad entre las distintas aplicaciones.

En el presente trabajo se constató que las prácticas de manejo convencionales en el cultivo de soja determinan la ocurrencia de pulsos de toxicidad en la escorrentía superficial para la fauna de peces de los ambientes adyacentes con posterioridad a las aplicaciones de pesticidas.

La persistencia de la toxicidad registró una gran variabilidad dependiendo del momento de la aplicación. La persistencia fue menor en las aplicaciones temprana e intermedia que en la tardía. Las condiciones ambientales prevalecientes después de cada aplicación parecen determinar la persistencia de la toxicidad. La radiación solar y la temperatura media del suelo fueron 66-68 % y 8-10 grados mayores, respectivamente, en el mes siguiente en los casos de las aplicaciones temprana e intermedia, realizadas en verano, que en la aplicación tardía, realizada en otoño (tabla 1). Laabs et al. (2000) sugirieron que la persistencia de los insecticidas está determinada fundamentalmente por la volatilización, fotólisis, y la degradación química y biológica. Laabs et al. (2000) estudiaron la persistencia de varios pesticidas en un ensayo a campo en la zona tropical de

Brasil. Todos los pesticidas registraron menor persistencia que la observada en la literatura para regiones de climas templados y fríos, interpretando la menor persistencia como resultado de las mayores tasas de los procesos degradativos inducidas por las altas temperaturas en las zonas tropicales. Kathpal et al. (1997) también determinaron una más rápida disipación de endosulfan en suelos de una región subtropical de la India, adjudicándola a las mayores tasas de volatilización inducida por las altas temperaturas. Asimismo Kennedy et al. (2001) determinaron que la disipación de endosulfan en suelos cultivados con algodón, en Australia, resultó más rápida que en zonas templadas.

La persistencia de la toxicidad resultó mayor en la aplicación tardía. La menor radiación solar y temperatura prevalecientes después de la aplicación tardía parecen haber contribuido a generar una mayor persistencia al disminuir las pérdidas por volatilización, fotólisis y degradación. En la aplicación tardía el *spray* fue interceptado por las hojas de la soja que comenzaron a caer con posterioridad, resultando en la formación de un estrato de hojarasca sobre la superficie del suelo. Dado que los tres pesticidas ensayados son fuertemente hidrofóbicos (tabla 2) es probable que su asociación con la fracción orgánica haya contribuido a disminuir la degradación favoreciendo la mayor persistencia observada. Vandervoort et al. (1997) detectaron residuos de clorpirifos 128 días después de la aplicación en compost. Crossan y Kennedy (2008) estudiaron el decaimiento de clorpirifos en rastrojos de algodón. Tanto el clorpirifos como el sustrato orgánico se descomponen simultáneamente a diferentes tasas y las concentraciones de clorpirifos se incrementaron con el tiempo hasta 250 días y fueron detectables hasta los 400 días.

En la aplicación intermedia, realizada cuando el follaje cubría el suelo, la aplicación de pesticida fue retenida por las hojas del cultivo. La primera escorrentía contenía una alta concentración de pesticida (tabla 3). No obstante la concentración disminuyó rápidamente hasta tornarse indetectable a los 14 días cesando la toxicidad a los 23 días. Kennedy et al. (2001) registraron que la disipación del endosulfan de las hojas de algodón resultó rápida, decreciendo al 10 % en pocos días. Rudel (1997) comparó la tasa de volatilización de cinco pesticidas de la superficie del suelo y del follaje de *Phaseolus vulgaris*. Para todos los compuestos estudiados, la volatilización en la superficie del follaje fue mayor que en la del suelo. La volatilización del pesticida sobre la superficie de la planta fue entre 5 y 13 veces mayor que la volatilización en el suelo para metil-paration, endosulfan y fenpropimorph. Juraske et al. (2008) recopilaron la bibliografía sobre la vida media de pesticidas sobre superficies de plantas y concluyó que es cuatro veces menor que en los suelos. Battu et al. (2009) observaron la rápida disipación de cipermetrina de hojas de algodón luego de una aplicación. Los residuos de cipermetrina se disiparon entre 50-52 % el primer día. El valor de la vida media en las hojas de algodón fue de 0,7 días.

1.6.2 Toxicidad en la escorrentía

Los resultados obtenidos en la escorrentía superficial de los cultivos experimentales son consistentes con los obtenidos en un arroyo de primer orden que atraviesa una explotación comercial cercana. Mugni et al. (2011) estudiaron el efecto de cuatro aplicaciones de insecticidas en parcelas cultivadas con soja sobre las nacientes del arroyo Pescado. En dos ocasiones, la primera lluvia ocurrió 4 y 10 días después de la aplicación. Los test de toxicidad de la escorrentía superficial para el anfípodo *Hyaella curvispina* resultaron en un 100 % de mortalidad. En el primer evento se aplicó una mezcla de cipermetrina y clorpirifos y en el segundo una mezcla de cipermetrina y endosulfan. En las otras dos aplicaciones la primera lluvia después de la aplicación ocurrió 30 y 33 días después y no se observó mortalidad para esas escorrentías, donde se aplicó una mezcla de cipermetrina y endosulfan en el primer evento y cipermetrina más varios herbicidas en la segunda. Se evidenció la existencia de un período crítico de toxicidad para *H. curvispina* en la escorrentía a partir de la aplicación de los insecticidas. Con posterioridad, Paracampo et al. (2012) confirmaron que las aplicaciones tempranas e intermedias de cipermetrina, clorpirifos y endosulfan registraron toxicidad para *H. curvispina* hasta aproximadamente un mes con posterioridad a las aplicaciones coincidiendo con el rango señalado por Mugni et al. (2009).

Las mezclas de pesticidas son comúnmente aplicadas en los cultivos de soja entre dos y tres veces por ciclo de crecimiento. En el área de estudio se produce escorrentía superficial cuando los eventos de lluvias superan los 20 mm. En los últimos diez años la frecuencia promedio de lluvias que superaron los 20 mm fue de 1,3 por mes entre noviembre y abril. Se concluye que los cuerpos de agua adyacentes al cultivo reciben varios pulsos de toxicidad por campaña agrícola.

1.6.3 Diferencias entre insecticidas

La concentración de pesticidas en la primer escorrentía inmediatamente después de la aplicación estuvo determinada por la dosis de la aplicación, según el orden siguiente: endosulfan>clorpirifos>cipermetrina. La concentración de insecticidas en la escorrentía superficial disminuyó con posterioridad a la fumigación siguiendo una cinética de tipo exponencial que guardó relación con la hidrofobicidad de cada compuesto, la vida media de cada insecticida siguió el mismo orden que el Kow de cada insecticida: cipermetrina > endosulfan > clorpirifos > (tabla 2). Consistentemente, la persistencia de la toxicidad de la escorrentía fue breve para cipermetrina, intermedia para clorpirifos y extensa para endosulfan. En la aplicación temprana la cipermetrina no causó mortalidad mientras que en la aplicación tardía causó el 25 % de mortalidad en el peor

escenario: una lluvia ocurrida inmediatamente después de la aplicación de los insecticidas. Por el contrario la toxicidad del endosulfan en el agua de escorrentía mostró una larga persistencia con altos valores de mortalidad que duraron por lo menos 84 días después de la aplicación temprana y permanecieron con valores del 100 % hasta el último muestreo 140 días después en la aplicación tardía, confirmandose esta tendencia en la experiencia realizada en el 2011 donde la toxicidad persistió 263 días.

La persistencia de la toxicidad se relacionó no solo con la disipación de cada insecticida en el ambiente sino también con la toxicidad diferencial de cada uno para *C. decemmaculatus*. La CL 50 de cipermetrina para *C. decemmaculatus* es 0,43 µg/l (Carriquiriborde et al. 2007). La breve persistencia de la toxicidad de cipermetrina registrada en el presente trabajo parece estar relacionada con la alta hidrofobicidad que presenta este compuesto. Carriquiriborde et al. (2007) estudiaron el efecto de las aplicaciones de cipermetrina en un arroyo de primer orden que nace en una parcela cultivada con soja. Ejemplares de *C. decemmaculatus* expuestos *in situ* empleando limnocorales no registraron mortalidad asociada a las aplicaciones de cipermetrina en el cultivo durante dos años sucesivos. Complementariamente como parte del mismo trabajo realizaron ensayos de laboratorio y observaron que las concentraciones letales para cipermetrina fueron más altas en los ensayos de toxicidad realizados con agua del arroyo que en los realizados con agua reconstituida de laboratorio (0,43 µg/l) siguiendo los protocolos convencionales (USEPA 2002). Los autores atribuyeron las diferencias a la adsorción del pesticida a la de materia orgánica y sólidos suspendidos presentes en el agua del arroyo.

Las concentraciones determinadas en el agua de escorrentía del presente trabajo fueron menores que las CL50 determinadas por Carriquiriborde et al. (2007) para el ensayo realizado con agua del arroyo (5 µg/l).

La CL 50 de cipermetrina siguiendo los protocolos convencionales (USEPA 2002) resultó menor (0,43 µg/l) que los valores informados para otros peces en la literatura: 0,67 µg/l (CL50 a 76 h) para *Heteropneustes fossilis* (Siluriformes Heteropneustidae) (Saha y Kaviraj 2003), 21,4 µg/l (CL50 a 96 h) para una especie filogenéticamente emparentada como *Poecilia reticulata* (Cyprinodontiformes Poeciliidae) (Polat et al. 2002).

Siendo de los peces más sensibles a la cipermetrina informados en la literatura, si *C. decemmaculatus* no registró mortalidad en la escorrentía superficial de la aplicación temprana en el presente trabajo ni en estudios a campo (Carriquiriborde et al. 2007) se concluye que el efecto de las aplicaciones de cipermetrina en el cultivo tiene poco efecto en la fauna íctica de los arroyos Pampeanos.

El clorpirifos mostró un patrón similar al de cipermetrina causando mortalidad solo en los primeros eventos de escorrentía de las sucesivas aplicaciones. El TL50 de la aplicación tardía ($4,2 \pm 4,4$ días) confirma la corta persistencia. Si bien este compuesto es el menos hidrofóbico de los tres ensayados, la sensibilidad para los peces es baja: la CL50 a 96 h de exposición a clorpirifos para larvas de *Oreochromis niloticus* (Perciformes Cichlidae) fue de 1,57 mg/l (Gul 2005) y la CL50 a 96 h para juveniles de *Oreochromis mossambicus* 25,9 µg/l (Rao et al. 2003), para *Opsanus beta* (Batrachoidiformes Batrachoididae) fue de 520 µg/l (Hensen et al. 1986). Para especies emparentadas *C. decemmaculatus* se observa la misma tendencia: para *Gambusia affinis* (Cyprinodontiformes Poeciliidae) fue de 298 µg/l (Rao et al. 2005) y 520 µg/l (Varó et al. 2000) mientras que para *Poecilia reticulata* (Cyprinodontiformes Poeciliidae) fue de 1,79 mg/l (Selvi et al. 2005).

Por el contrario, Los valores de las CL50 en peces para el insecticida endosulfan informados en la literatura son mucho más bajos. Sunderam et al. (1992) observaron valores de CL50 a 96 h de exposición de endosulfan de: 0,1 µg/l para *Cyprinus carpio* (Cypriniformes Cyprinidae), 2,4 µg/l para *Melanotaenia duboulayi* (Atheriniformes Melanotaeniidae), 0,2 µg/l para *Nematolosa erebi* (Clupeiformes Clupeidae), 0,5 µg/l para *Macquaria ambigua* (Perciformes Percichthyidae) y 1,6 µg/l for *Oncorhynchus mykiss* (Salmoniformes Salmonidae). Para *Hyphessobrycon bifasciatus* (Characiformes Characidae) y *Danio rerio* (Cypriniformes Cyprinidae) la CL 50 a 24 h de exposición fue de 2,6 y 1,6 µg/l respectivamente (Jonsson y Toledo 1993). Para especies emparentadas filogenéticamente la CL50 a 96 h de exposición para *Jenynsia multidentata* (Cyprinodontiformes Anablepidae) fue de 0,719 para los machos y de 1,317 µg/l para las hembras (Ballesteros et al. 2007), para *Heterandria formosa* y *Gambusia affinis* (Cyprinodontiformes Poeciliidae) fue de 2,0 y 2,3 µg/l respectivamente (Carriger et al. 2010) y para *Poecilia reticulata* (Cyprinodontiformes Poeciliidae) fue de 2,7 µg/l (Grupta et al. 1984).

En Nueva Gales del Sur, Australia se observaron repetidas mortandades de peces relacionadas a escorrentía superficial contaminada con endosulfan en el cultivo de algodón con riego (Pablo y Hyne 2009). El valor de la CL50 para la fauna de peces Australiana varía en el rango de 0,2-11 µg/l y las concentraciones de endosulfan en la escorrentía del cultivo de algodón entre 2 y 10 µg/l (Kennedy et al. 2001). Pablo y Hyne (2009) estudiaron el efecto de las descargas de endosulfan en la perca dorada *Macquaria ambigua* (Perciformes Percichthyidae) un pez Australiano nativo, usando un sistema de arroyos de mesocosmo simulando eventos de escorrentía y encontraron que los juveniles expuestos en limnocorrales a pulsos de endosulfan experimentaron mortalidades significativas a concentraciones menores de 0,09 µg/l, concluyendo que la utilización de endosulfan representa un daño para la fauna íctica de los ambientes acuáticos.

La toxicidad diferencial de los pesticidas estudiados para *C. decemmaculatus* es consistente con otros estudios desarrollados en nuestro medio. Mugni et al. (2012) agregaron los mismos insecticidas a acuarios conteniendo agua y sedimentos del arroyo El Pescado, incorporándolos a una mezcla de agua desionizada y suelo de manera de simular el efecto de un evento de escorrentía. Inmediatamente después de la aplicación se observó el 100% de mortalidad para los tratamientos con endosulfan y no se registró mortalidad en los tratamientos de cipermetrina y clorpirifos, con una concentración nominal de 5 µg/l para cada insecticida.

CAPITULO 2

Ensamblajes de peces de arroyos pampeanos con diferentes usos del suelo y su relación con las características limnológicas.

2.1 Introducción

El crecimiento de la población humana y el aumento del consumo producen un creciente deterioro de los sistemas naturales, especialmente en el ámbito limnológico (Abell et al. 2008). Los ecosistemas de agua dulce han perdido mayor diversidad biológica y hábitats en comparación con los terrestres y los océanos y además enfrentan crecientes amenazas tales como la construcción de represas, extracción de agua, contaminación, introducción de especies invasoras y sobrexplotación (Revenge et al. 2005). Se ha reconocido desde hace tiempo que existe una fuerte dependencia de la calidad del agua en los arroyos respecto del ambiente terrestre circundante (Cummins et al. 1984; Wallace et al. 1999). Las actividades humanas alteran los procesos físicos, químicos y biológicos asociados a los recursos hídricos modificando las comunidades biológicas residentes (Karr 1991). El tipo y grado de alteración está relacionado a su vez con el uso del suelo predominante en la cuenca (Richards et al. 1996; Wang et al. 1997; Walser et al. 1999).

Numerosos estudios documentan disminuciones en la calidad del agua, hábitat y ensamblajes biológicos conforme aumenta la extensión de las tierras destinadas a agricultura en sus cuencas (Richards et al. 1996; Roth et al. 1996; Wang et al. 1997; Sponseller et al. 2001). Arroyos que drenan tierras con agricultura generalmente contienen menor número de especies de peces e insectos que las que drenan cuencas forestadas (Lenat y Crawford 1994; Wang et al. 1997). Asimismo se registran cambios en los ensamblajes biológicos asociados al incremento de la urbanización en la cuenca (Booth y Jackson 1997; May et al. 1997; Morley y Karr 2002; Tong y Chen 2002).

En Argentina los trabajos que estudian de manera integrada los ensamblajes de peces, las características físicas y químicas del agua y el uso del suelo en la cuenca son escasos. Miserendino et al. (2011) estudiaron 15 arroyos de Patagonia sujetos a un gradiente en el uso del suelo y observó que las variables relacionadas con la calidad del agua mostraron que los sitios urbanos son los más afectados en relación a la conductividad, los nutrientes, y el oxígeno disuelto. En relación a la fauna observó que los arroyos que atraviesan bosques nativos poseen mayor diversidad de macroinvertebrados que el resto de los usos del suelo mientras que los valores más altos de abundancia y la diversidad de peces se observa en ambientes disturbados. Bistoni et al. (1999) y

Hued y Bistoni (2005) estudiaron la cuenca del río Suquía en la provincia de Córdoba y observaron que aguas abajo de la ciudad de Córdoba se produce un cambio en la composición específica del ensamble siendo pocas las especies que se establecen en las zonas degradadas donde la calidad del agua disminuye considerablemente.

En la provincia de Buenos Aires los ambientes lénticos son mejor conocidos que los lóticos (Menni, 2004). En los últimos años se realizaron algunos trabajos sobre ensambles de peces en arroyos tributarios del río Samborombón, los arroyos Manantiales y Portugues (Fernandez et al. 2008), el arroyo Las Flores, afluente del Río Luján (Di Marzio et al. 2003) el arroyo la Choza (Colautti et al. 2009) y en el arroyo Rodríguez cerca de la ciudad de La Plata (Remes Lenicov et al. 2005). No obstante, la información es escasa en relación a la cantidad de ambientes lóticos que presenta la provincia de Buenos Aires.

En los ambientes lóticos los cambios temporales y espaciales proveen condiciones bióticas y abióticas muy dinámicas (Resh et al. 1988). Por lo tanto para entender el efecto de la actividad humana sobre los ensambles de peces en arroyos se requieren estudios donde se pueda evaluar la variación natural y las relaciones de los ensambles con los parámetros limnológicos.

Matthews et al. (1998) destaca la necesidad de entender como varían naturalmente los ensambles de peces en el tiempo como condición previa para detectar cualquier efecto antropogénico en el sistema. La variabilidad natural de las poblaciones que integran los ensambles de peces puede resultar en una errónea caracterización de degradación ambiental local.

Existen numerosos trabajos en Estados Unidos que estudian la variación temporal del ensamble de peces en arroyos y los factores que la determinan (Moyle y Vondracek 1985; Matthews 1986c; Matthews et al. 1988a; 1992b y 1994; Capone y Kushlan 1991; Moriarty y Winemiller 1997).

Asimismo, existen también relevamientos donde se compara la evolución de los ensambles en el mismo sitio durante períodos prolongados de tiempo, del orden de años o décadas (Meffe y Minckley 1987; Anderson et al. 1995; Harding et al. 1998; Meffe y Berra 1998). Por el contrario, la información disponible en nuestro medio es reciente y escasa y por lo general no resulta factible hacer comparaciones con períodos anteriores por carecerse de la información previa.

El trabajo experimental descrito en el capítulo anterior mostró que la práctica agrícola convencional produce pulsos de toxicidad en la escorrentía superficial durante los eventos de lluvia ocurridos con posterioridad a las aplicaciones de pesticidas en el cultivo de soja.

Surge de lo expuesto que los cursos de aguas adyacentes a cultivos sufren varios pulsos de toxicidad por año provenientes de los pesticidas que se utilizan en la cuenca. Este comportamiento ha sido observado en los arroyos Pampeanos (Jergentz et al 2004a, 2004b, 2005, Mugni et al 2010). La escala del experimento y su duración condicionan los resultados. Jergentz et al (2004a) registró una

paulatina recuperación de la riqueza específica de invertebrados asociados a la vegetación en arroyos Pampeanos con posterioridad a pulsos de toxicidad. Los efectos sobre la comunidad son difíciles de precisar en experimentos de corta duración poniendo de relieve la necesidad de llevar a cabo estudios más largos y abarcativos, estudiando la composición de la comunidad, que permitan diferenciar los efectos producidos por la ocurrencia de pulsos de contaminación de la variabilidad natural, como por ejemplo las variaciones estacionales y los ciclos de inundación y sequía.

Se desconoce la resultante final de repetidos pulsos de contaminación en la composición de los ensambles de peces en cuencas naturales más grandes y complejas donde ocurren simultáneamente diversos y variados efectos producto del impacto antrópico. En nuestro medio es difícil encontrar arroyos de cuencas prístinas, que permitan comparar la fauna de ambientes disturbados con la de ambientes sin disturbar. Asimismo, todos los arroyos presentan en mayor o menor medida distintos tipos de impacto que actúan simultáneamente producto de múltiples y diversas actividades económicas en sus cuencas. En el capítulo que sigue se intenta un abordaje a una escala más amplia, estudiando los ensambles en un conjunto de ambientes naturales sometido a distinto grado de impacto. Existen numerosos productos potencialmente tóxicos y no es factible la determinación rutinaria de los mismos en una cantidad importante de ambientes sometidos a muestreos periódicos. Más aún, se van incorporando paulatinamente al mercado productos cuya determinación analítica en aguas naturales no es aún técnicamente factible, tal como por ejemplo los pesticidas basados en la actividad toxicológica del bacilo thuringensis, el insecticida conocido comercialmente como Dipel L plus y varios otros nuevos desarrollos. En el capítulo siguiente no se intentó la determinación de pesticidas en los ambientes estudiados, el énfasis está puesto en las características biológicas y su relación con variables ambientales que suelen acompañar los estudios limnológicos de rutina. Como se verá, algunas variables limnológicas se relacionaron con la composición de los ensambles y resultaron buenas indicadores de contaminación.

En la franja costera sur del Río de la Plata se encuentra un grupo de arroyos de características ambientales muy similares entre sí y diverso grado de impacto antrópico. Se decidió estudiar algunos arroyos representativos de la región. El arroyo Rodríguez, cuya cuenca es completamente urbana, el arroyo Pescado, cuya cuenca incluye parte del cinturón agrícola y frutihortícola en torno a la ciudad de La Plata. El arroyo Zapata cuya cuenca muestra usos rurales múltiples, incluyendo feedlots y granjas avícolas, y los arroyos Buñirigo y Juan Blanco, cuyas cuencas son fundamentalmente ganaderas sobre pasturas naturales con baja carga animal. El arroyo Buñirigo cuenta además con dos industrias situadas en las proximidades de la desembocadura. La fauna ictica de algunos de ellos ha sido estudiada con anterioridad: Remes Lenicov et al. (2005) estudiaron el arroyo Rodríguez en el año 1999. Almirón et al. (2000) estudiaron el arroyo El Pescado entre 1991-

93 y Lopez et al. (2009) confeccionaron una lista con las especies presentes en los arroyos Zapata, Buñirigo y Juan Blanco.

2.2 Hipótesis

Se plantea como hipótesis que los ensambles de peces en los arroyos Pampeanos presentan variaciones en la composición específica que estarían relacionadas con la calidad de sus aguas y permiten inferir el grado de impacto ambiental predominante en sus cuencas.

El grado de alteración de los ambientes acuáticos puede inferirse a partir de las características del ensamble de peces.

2.3 Objetivos

Generales

Estudiar la composición de los ensambles de peces de varios arroyos representativos de los ambientes Pampeanos con distinto grado de impacto.

Caracterizar el efecto producido por distintos tipos de impacto ambiental en los ensambles de peces de los ambientes regionales.

Estudiar la relación entre las variables limnológicas y la composición específica en arroyos con distinto tipo de impacto ambiental.

Particulares

Comparar la composición específica y los parámetros limnológicos más importantes en arroyos de cuencas que presentan ganadería extensiva, ganadería intensiva (feedlots), agricultura convencional (cultivos) e intensiva (huertas), industrias y urbanización.

Determinar la composición de los ensambles en los diferentes sitios y establecer cuales son las especies que contribuyen a la diferenciación.

Determinar cuáles son las variables limnológicas que mejor explican las asociaciones ícticas de los de los diferentes ensambles.

Comparar la composición actual del ensamble de peces del arroyo El Pescado con la registrada por Almirón et al. 2000 a principios de la década del 90 cuando el uso de la cuenca era predominantemente ganadero.

2.4 Materiales y métodos

2.4.1 Sitio de estudio

El sitio de estudio corresponde al grupo de tributarios del Río Parana inferior y Río de La Plata (Frenguelli 1956). Comprende una serie de arroyos que se ubican paralelos entre sí desde los ($34^{\circ} 52' 28,91''S$; $58^{\circ} 2' 55''O$) al noroeste de la ciudad de la Plata hasta los ($35^{\circ} 12' 20,12''S$; $57^{\circ} 27' 16,92''O$) al sudoeste de la ciudad de Magdalena. En esta región, todos los arroyos de la Pampa Ondulada desaguan desde el oeste hacia el este, en el río de la Plata con flujo de tipo permanente. La zona topográfica más alta alcanza los 30 m y la pendiente regional es cercana al 0.2% (Manassero et al. 2010). Las secciones medias y superiores de estas cuencas están compuestas por limos y arenas de edad pleistocena, conocidas como Formación Pampeano (Fidalgo y Martínez 1983; Cavalotto 2002; Martínez et al. 2006) sobre las que se depositan arenas eólicas (Formación La Postrera). Los procesos de infiltración predominan en áreas de pobre desarrollo de la red de drenaje, mientras que en los sectores medios, la pendiente aumenta y los sistemas fluviales muestran terrazas de hasta un metro de altitud. En los sectores cercanos a la desembocadura, la planicie costera que se desarrolla hacia el este a partir de un quiebre de pendiente en la cota de 5 m, está compuesta principalmente por limos y arcillas marinas conocida como Formación Las Escobas. Esta unidad comprende sedimentos finos estuáricos correspondientes a una transgresión marina holocena.

El clima de la región presenta una precipitación anual de 1040 mm, siendo el mes más lluvioso marzo (111 mm) y el menos lluvioso junio (63 mm). La distribución estacional de las lluvias es bastante regular, aunque se produce una disminución apreciable en invierno. La temperatura media anual es de $16,2^{\circ} C$, siendo enero el mes más cálido ($22,8^{\circ} C$) y julio el mes más frío con $9,9^{\circ} C$. Las temperaturas absolutas (en el período 1909-2005) han sido $43^{\circ}C$ y $-5^{\circ} C$. Predominan los vientos del E y secundariamente los del NE y NO (Hurtado et al. 2006).

El sitio de estudio se encuentra en el límite sur de la Provincia ictiogeográfica denominada “Grandes Ríos”, según la caracterización regional propuesta por Lopez et al. (2008).

En la figura 10 se observan los 13 sitios de muestreo distribuidos en las cinco cuencas estudiadas.

Ubicados de norte a sur se estudiaron: El arroyo Buñirigo se ubica en la localidad de Magdalena. Presenta una extensión aproximada de 36 km. Se establecieron tres sitios de muestreo, denominados como Buñirigo superior (B1), medio (B2) e inferior (B3). El sitio B1 ($35^{\circ} 5' 19,62''$ S; $57^{\circ} 34' 9,91''$ O) se encuentra a 11,5 km del Río de La Plata, el uso del suelo es ganadero de tipo extensivo debido a que es una zona muy baja donde el cauce forma grandes bañados. El sitio B2 ($35^{\circ} 4' 7,87''$ S; $57^{\circ} 33' 11,47''$ O) se encuentra 3 km aguas abajo del sitio B1 y a 8,6 km del Río de la Plata. Se ubica aguas abajo de la confluencia de la porción superior del cauce del arroyo Buñirigo y un canal artificial que recorre perimetralmente la ciudad de Magdalena. Este sitio recibe la descarga de una industria alimenticia. El sitio B3 ($35^{\circ} 2' 42,33''$ S; $57^{\circ} 32' 29,62''$ O) se encuentra 3,1 km aguas abajo del sitio B2 y a 5,5 km del Río de la Plata, recibe la descarga de una curtiembre. El uso dominante del suelo en la mayor parte de la cuenca corresponde a ganadería extensiva.

El arroyo Juan Blanco posee una superficie de 115 km^2 y una extensión de 29 km, la mayor parte de la cuenca presenta ganadería extensiva con un porcentaje muy bajo de superficie cultivada 14 % (Mugni 2009). Se estableció un sólo sitio de muestreo denominado J3 ($35^{\circ} 8' 29,24''$ S; $57^{\circ} 26' 33,03''$ O) ubicado a 10 km del Río de la Plata. Similarmente al arroyo Zapata, su cauce natural se pierde en los humedales riparios de la planicie costera del Río de la Plata.

El arroyo Zapata posee una superficie de aproximadamente 135 km^2 y una extensión de 23 km. En la naciente se observan varias actividades relacionadas con el ámbito rural: agricultura, ganadería, “feed-lots”, establecimientos de cría de pollos, el pequeño centro urbano de Mansilla y una fábrica de dulce de leche. El afluente sin nombre corre paralelo al arroyo Zapata. Se establecieron tres sitios de muestreo, denominados como Zapata medio (Z2), inferior (Z3) y en el afluente “sin nombre”, que se refiere en lo sucesivo como (SN) (Fig. 10). El sitio Z2 ($35^{\circ} 1' 26,57''$ S; $57^{\circ} 43' 44,26''$ O) se encuentra 5 km aguas abajo de la localidad de Mansilla y a 24,1 km del Río de la Plata. El sitio Z3 ($34^{\circ} 59' 18,38''$ S; $57^{\circ} 43' 0,34''$ O) se encuentra a 5,6 km del sitio Z2 y a 18,5 km del Río de La Plata. A partir de este punto su cauce se vuelve difuso y poco definido integrándose al conjunto de humedales riparios de la planicie costera del Río de la Plata. El uso del suelo es mayormente ganadero. El sitio SN ($35^{\circ} 2' 24,84''$ S; $57^{\circ} 42' 39,85''$ O) se encuentra ubicado prácticamente a la misma altura que el sitio Z2 no obstante el uso del suelo es muy diferente observándose ganadería con baja carga animal sobre pasturas naturales.

El Pescado representa el de mayor tamaño de cuenca y caudal de los arroyos de la Franja costera del Río de la Plata. Representa el primer curso de agua hacia el sur de la ciudad de La Plata. La ciudad

se ha ido extendiendo con el tiempo, como así también el cinturón frutihortícola que la rodea, que actualmente cubre buena parte de la cuenca superior. El arroyo El Pescado se origina por la confluencia de dos cursos menores denominados arroyo del Sauce y otro sin nombre. El curso principal presenta afluentes secundarios destacándose los arroyos Difuntos y Cajaravilla. Presenta una superficie de 211 km² (Hurtado et al. 2006) y una extensión de 36 km (Manassero et al. 2010). El uso del suelo en la región fue tradicionalmente la ganadería extensiva en pasturas naturales. La encuesta agropecuaria de 1970/71 registra que el 82 % de la superficie corresponde a pastoreo natural mientras que la superficie sembrada representaba menos del 10% del total (Sanchez et al. 1976). En la última década en la cuenca del arroyo del Sauce se observó una tendencia al reemplazo progresivo por cultivos. Actualmente la cuenca del arroyo del Sauce es completamente agrícola registrando cultivos extensivos (soja, maíz) e intensivos (huertas, cultivos bajo cubierta) (Fig.9). Se establecieron tres sitios de muestreo, denominados como El Pescado superior (P1), medio (P2) e inferior (P3) (Fig. 10). El sitio P1 (35° 2' 2,31''S; 57° 56' 31,15''O) se encuentra aguas abajo de la confluencia del arroyo del Sauce y el sin nombre a 32,6 km del Río de la Plata en la localidad de Poblet. El 90 % de la cuenca del arroyo del Sauce se encuentra ocupada por cultivos. Los cultivos más importantes son soja, trigo y maíz. Se observan también cultivos frutihortícolas, especialmente tomate, lechuga, pimiento y alcaucil (Mugni 2009).



Figura 9. Cuenca del arroyo del Sauce. Los rectángulos blancos corresponden a los invernaderos de los cultivos bajo cubierta.

El sitio P2 ($34^{\circ} 59' 56,46''\text{S}$; $57^{\circ} 47' 50,76''\text{O}$) se encuentra ubicado 17,7 km aguas abajo del sitio P1. Aguas arriba del sitio P2 el cauce del arroyo se expande conformando un humedal ripario de una extensión de aproximadamente 5 km de largo y en las zonas más anchas alcanza los 2 km de ancho casi completamente cubierto por macrófitas emergentes y flotantes. El 52 % del suelo de este sitio está cultivado (Mugni 2009). El sitio P3 ($34^{\circ} 57' 46,63''\text{S}$; $57^{\circ} 46' 41,2''\text{O}$) se encuentra 6,2 km aguas abajo del sitio (P2) y a 8,7 km del Río de Plata, el uso del suelo es mayormente ganadería extensiva. En relación a este sitio se cuenta con un detallado estudio llevado a cabo en los años 1991-1993 por Almirón et al. (2000) donde los autores describen la composición específica, las relaciones entre los atributos del ensamble y los parámetros limnológicos. En este sentido, resulta de interés estudiar la composición específica, las relaciones entre los atributos ecológicos y los parámetros limnológicos actuales para detectar cambios en la composición del ensamble e

interpretarlo en función de los cambios operados en la calidad de sus aguas y el uso del suelo en la cuenca.

El arroyo Rodríguez con una superficie de 54 km² y una extensión aproximada de 23 km (Hurtado et al. 2006). En su recorrido atraviesa las localidades Melchor Romero, Colonia Urquiza, Gorina, Gonnet, City Bell y Villa Elisa, desembocando en el Río de La Plata través del Canal Villa Elisa (Remes Lenicov et al. 2005). Se establecieron tres sitios de muestreo, denominados como Rodríguez superior (R1), Rodríguez medio (R2) y Rodríguez inferior (R3) (Fig. 9). El sitio R1 (34° 55'59,80''S; 58° 3'41,57''O) se ubica en la localidad de Melchor Romero a 17,7 km del Río de la Plata. El uso del suelo en la cuenca es mixto con agricultura y urbanización. El sitio R2 (34° 52' 56,26''S; 58° 2' 26,6''O) se ubica 7,7 km aguas abajo del sitio R1 y a 10 km del Río de la Plata en una zona completamente urbanizada entre las localidades M. Gonnet y City Bell. Este sitio presentó en todos los relevamientos muchos desperdicios tanto en superficie, en las márgenes

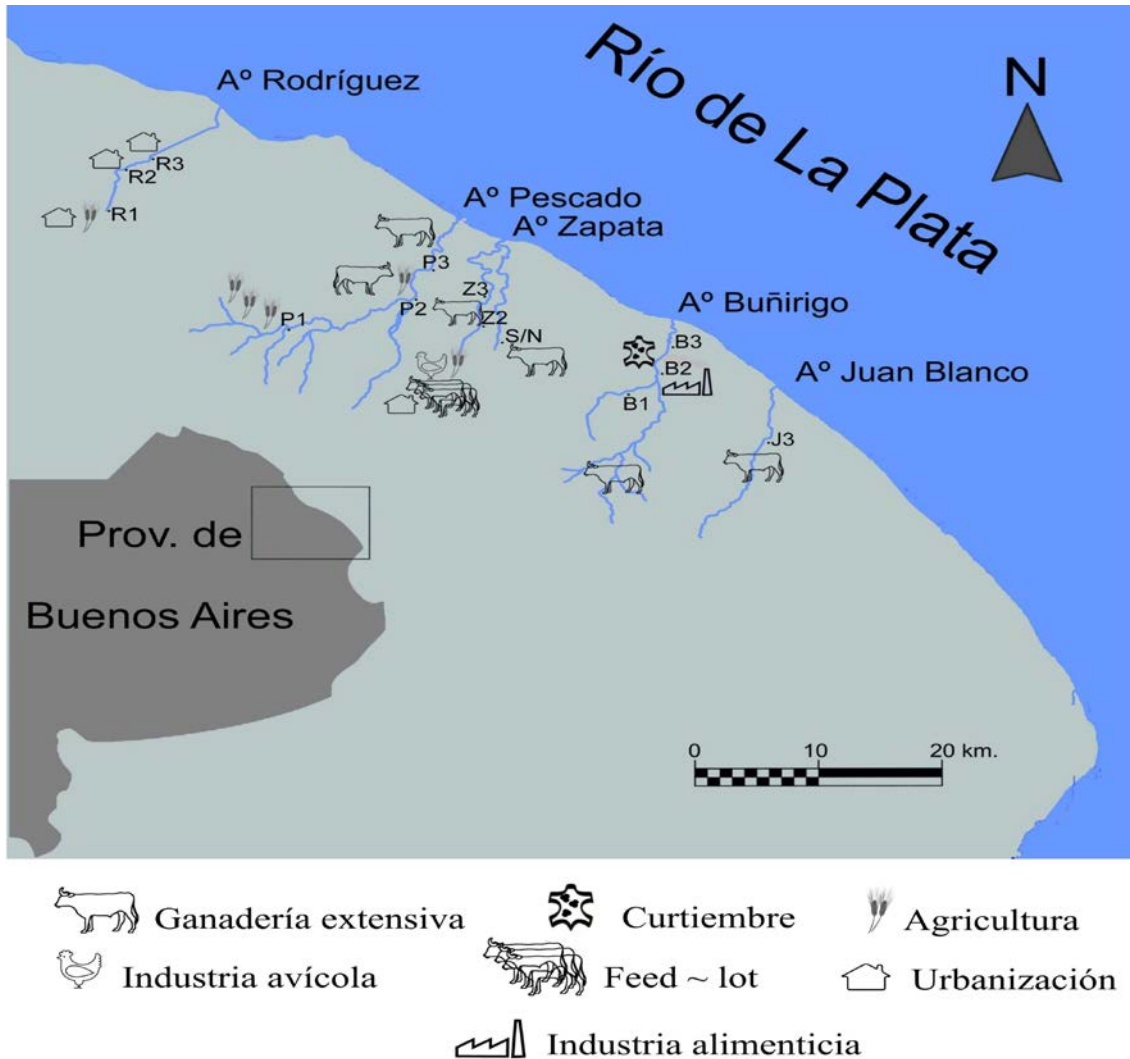


Figura 10. Mapa de la zona de estudio. Los números en las cuencas establecen la posición relativa de los sitios. 1: tramos superiores. 2: tramos medios y 3: tramos inferiores.

como en el cauce. El sitio R3 ($34^{\circ} 51' 46,45''S$; $58^{\circ} 1' 21,41''O$) se ubica 3 km aguas abajo del sitio R2 y a 7 km del Río de la Plata en la localidad de Villa Castells y corresponde a una zona de transición entre el final del cauce natural del arroyo y el comienzo del canal Villa Elisa. El uso del suelo es mayormente urbano. Al igual que el sitio R2 se observó acumulación de desperdicios en todos los muestreos.

2.4.2 Parámetros limnológicos

Previo al muestreo de peces en cada relevamiento se tomaron mediciones de parámetros físicos y químicos *in situ*. La temperatura del agua y el oxígeno disuelto con un equipo YSI 51B, el pH con un checker Hanna, la conductividad con un conductímetro Hanna HI 8733 y la transparencia del agua con el disco de Secchi. La profundidad máxima con una varilla aforada y el ancho de sección con una cinta métrica. Los datos de precipitaciones fueron obtenidos de la estación meteorológica perteneciente a la estación experimental Ing. Hirschhorn perteneciente a la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de La Plata, en la localidad de los Hornos.

En cada relevamiento se tomó agua para el análisis de nutrientes en laboratorio. Las muestras de agua fueron inmediatamente filtradas a través de filtros Whatman GF/C y transportadas en frío hasta el laboratorio. La concentración de los nutrientes disueltos fue medida en el agua filtrada. La concentración de fósforo reactivo soluble (PRS) se determinó mediante la reacción con molibdato-ascorbico, las de nitrato más nitrito por el método de reducción con hidracina seguido por diazotización y el amonio por la reacción del indofenol azul, siguiendo los métodos preconizados por (APHA 1998).

Los sólidos suspendidos fueron determinados por diferencia de peso después de filtrar un volumen de agua medido a través de filtros Whatman GF/C. Los filtros fueron calcinados en mufla a 550° C durante dos horas antes de ser usados.

2.4.3 Muestreo de los ensambles de peces.

2.4.3.1 Relevamiento de peces de la comparación espacial (diferentes sitios de muestreo en los diferentes arroyos).

Se realizaron un total de 63 relevamientos distribuidos en los 13 sitios de muestreo (tabla 4) entre enero de 2009 y marzo de 2011 con frecuencia estacional.

Tabla 4. Sitios, número y ubicación geográfica de los sitios relevados durante todo periodo de trabajo.

Sitio	Número de muestreos	Ubicación geográfica
Buñirigo superior (B1)	3	5° 5' 19,62'' S; 57° 34' 9,91'' O
Buñirigo medio (B2)	6	35° 4' 7,87'' S; 57° 33' 11,47'' O
Buñirigo inferior (B3)	6	35° 2' 42,33'' S; 57° 32' 29,62'' O
Juan Blanco (J3)	7	35° 8' 29,24'' S; 57° 26' 33,03'' O
Zapata medio (Z2)	2	35° 1' 26,57'' S; 57° 43' 44,26'' O
Zapata inferior Z3	4	34° 59' 18,38'' S; 57° 43' 0,34'' O
Afluente del Zapata "sin nombre" (SN)	2	35° 2' 24,84'' S; 57° 42' 39,85'' O
El Pescado superior (P1)	5	35° 2' 2,31'' S; 57° 56' 31,15'' O
El Pescado medio (P2)	7	34° 59' 56,46'' S; 57° 47' 50,76'' O
El Pescado inferior (P3)	6	34° 57' 46,63'' S; 57° 46' 41,2'' O
Rodriguez superior (R1)	4	34° 55' 59,80'' S; 58° 3' 41,57'' O
Rodriguez medio (R2)	6	34° 52' 56,26'' S; 58° 2' 26,6'' O
Rodriguez inferior (R3)	5	34° 51' 46,45'' S; 58° 1' 21,41'' O

Se emplearon los mismos artes de pesca con el mismo esfuerzo de muestreo en todos los relevamientos. En cada relevamiento se realizaron dos lances de 50 m de longitud con una red de arrastre de 15 m ancho \times 1 m alto con un copo de 1,5 m y un tamaño de malla de 5–10 mm. Previamente se clausuró completamente una sección del arroyo con una red de 1 m de alto y un tamaño de malla de 0,5 cm. Se establecieron dos arrastres consecutivos debido a que en el tercer lance no se apreciaban cambios importantes en la composición específica del ensamble (Lyons y Mercado Silva 1999). De manera complementaria para el muestreo de ejemplares de pequeño tamaño entre la vegetación se utilizó una red de mano de una superficie de 60 x 60 cm con malla de tipo Billone de tamaño 0,2 mm realizando 30 lances en cada uno de los sitios. Las especies de fácil determinación fueron pesadas con una balanza Ohaus precisión (0.5 g) y medidas (longitud estándar mm) en el campo. El resto de los ejemplares obtenidos fueron preservados inicialmente en formaldehído 10 % y posteriormente conservados en etanol 70 % para su determinación sistemática en laboratorio. Las especies de pequeño tamaño se midieron con calibre (precisión 0,02 mm). Los vouchers de las especies fueron ingresados en la colección de ictiología del Instituto de Limnología Dr. Raul Ringuelet (ILPLA) CONICET-UNLP.

Los permisos de captura científica fueron otorgados por la Dirección de Desarrollo Marítimo y Fluvial perteneciente al Ministerio de Asuntos Agrarios de la provincia de Buenos Aires.

2.4.3.2 Relevamiento de peces de la comparación temporal (comparación del ensamble de peces actual con el registrado por Almirón et al. 2000)

Para la comparación con el trabajo realizado por Almirón et al. (2000) se estudiaron en el presente trabajo los mismos sitios donde Almirón et al. (2000) registraron la mayor riqueza específica, abundancia y biomasa de peces durante el período 1991-93, las estaciones 1 y 2 del mencionado trabajo. En la estación 1 el arroyo presentó una profundidad de $1,1 \pm 0,2$ m y $18,7 \pm 2,0$ m de ancho con pendiente suave y el fondo conformado por arcilla y lodo. La estación 2 se encuentra aproximadamente 200 m aguas abajo y presentó una profundidad de $0,8 \pm 0,2$ m y un ancho de sección de $9,7 \pm 1,0$ m, con mayor pendiente y el fondo conformado por arcilla, lodo y grava.

Se efectuó el mismo número de muestreos, se utilizó el mismo arte y esfuerzo de pesca (tres arrastres de 50 m en cada estación) que realizó Almirón et al. (2000) en el periodo 1991-93. Se efectuaron un total de 19 muestreos. Seis fueron realizados durante las campañas donde se relevaron los 5 arroyos que se describieron anteriormente y adicionalmente se realizaron 13 muestreos complementarios para igualar el mismo esfuerzo de captura de Almirón et al. (2000). Se realizaron cuatro muestreos estacionales en 2009, muestreos con frecuencia mensuales desde marzo de 2010 hasta marzo de 2011 y dos muestreos en abril y julio de 2011. Se empleó una red de arrastre con copo de 15 m ancho \times 1 m alto con un copo de 1,5 m y un tamaño de maño de malla de 5–10 mm.

2.4.4 Análisis de datos

2.4.4.1 Análisis de datos para la comparación espacial (diferentes sitios de muestreo en los diferentes arroyos).

Para la determinación sistemática de los peces se siguió la macrosistemática de Reis et al. (2003) y Ferraris (2007) y trabajos específicos para los diferentes grupos (Ringuelet et al. 1967; Aquino 1997, Almirón et al. 2008; Azpelicueta y Braga 1991; Braga 1993, 1994; Casciotta et al. 2005; Miquelarena y Menni 2005; Reis y Pereira 2000).

Para cada uno de los muestreos se calculó la riqueza específica (S) determinada por el número de especies presentes en la muestra, la abundancia total (N) el número total de individuos de todas las especies de la muestra, la biomasa total (B) calculada como el peso total de todos los individuos del muestreo. Se calculó el índice de diversidad de Shannon-Wiener

$$H' = -\sum p_i \log p_i$$

que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra, adquiere valores entre cero cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos (Magurran, 1988)

Este índice al igual que otros índices de diversidad se basan principalmente en el concepto de equidad, se consideró de interés calcular el índice de diversidad de Margalef, que transforma el número de especies por muestra a una proporción a la cual las especies son añadidas por expansión de la misma.

$$D_{mg} = S - 1 / \ln N$$

Se calculó el índice de equidad de Pielou que toma valores entre 0 y 1 de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

$$J' = H' / H'_{max} \text{ donde } H'_{max} = \ln S$$

Las correlaciones entre las variables ambientales y los atributos del ensamble de peces en cada sitio fueron testeadas mediante el coeficiente de correlación del producto-momento de Pearson (r), en todos los casos se asumió como nivel de significancia ($p < 0,05$).

Para verificar diferencias significativas en la abundancia y en la biomasa de los ensambles entre los diferentes sitios relevados en las diferentes cuencas se empleó el análisis ANOSIM (análisis de similitud de una vía). Esta rutina realiza comparaciones de similitud promedio entre diferentes grupos definidos a priori mediante la realización de permutaciones. Debido a que es un análisis no paramétrico no es necesario que las variables cumplan los supuestos de normalidad y

homocedasticidad de la varianza. En esta rutina cuando los valores del estadístico R global son cercanos a cero indica que los ensambles son similares, mientras que valores cercanos a 1 indican grandes diferencias en la composición de los ensambles (Clark y Warwick 2001). En el caso de observarse diferencias se utilizaron los valores del estadístico R para cada comparación de pares también provisto por el ANOSIM para determinar entre que sitios existe la mayor disimilitud. En los casos donde se observaron diferencias significativas se informó mediante el análisis SIMPER cuales fueron las especies que contribuyeron a la disimilitud. Para identificar que especies contribuyeron con mayor importancia dentro de cada uno de los sitios de muestreo se utilizó el análisis SIMPER (similaridad porcentual). Las especies fueron analizadas con un corte del 90 % lo que significa que fueron ordenadas en orden decreciente de importancia en la contribución al promedio de la similaridad hasta alcanzar el 90 % de la similaridad explicada acumulada (Clarke y Gorley 2001).

Para el análisis SIMPER como para el ANOSIM se utilizó en índice de similaridad de Bray Curtis. Previamente los valores de abundancia y biomasa de cada especie fueron transformados a logaritmo de $(x+1)$ para reducir las diferencias de la contribución de especies muy abundantes.

Para el cálculo de las regresiones lineales entre el número de especies y la distancia de cada sitio al Río de La Plata se utilizó como variable dependiente el promedio del número de especies de río de cada muestreo y como variable independiente la distancia al río. Previamente se testeó la normalidad de los datos mediante la prueba de Shapiro-Wilk ($p < 0,05$). El criterio adoptado para clasificar a una especie como del Río de la Plata se basó en la revisión de diferentes trabajos de ensambles de peces realizados en arroyos pampeños, en localidades de la provincia de Buenos Aires que se encuentran alejadas de la franja costera del Río de la Plata. Se denominó como especies “de río” a aquellas que estuvieron ausentes en los mencionados trabajos. Se utilizaron los trabajos de Di Marzio et al. (2003) que estudiaron el arroyo Las Flores un afluente del río Lujan, Fernandez et al. (2008) que estudiaron los arroyos Manantiales y Portugués pertenecientes a la cuenca alta del río Samborombón, y Colautti et al. (2009) que trabajaron en el arroyo La Choza ubicado en la cuenca alta del Río de la Reconquista. Las especies fueron: *Ramnogaster melanostoma*, *Steindachnerina biornata*, *Leporinus obtusidens*, *Schizodon plataea*, *Prochilodus lineatus*, *Astyanax abramis*, *Astyanax asuncionensis*, *Ctenobrycon alleni*, *Hypheosobrycon anisitsi*, *Raphiodon vulpinus*, *Salminus brasiliensis*, *Cynopotamus argenteus*, *Ageneiosus militaris*, *Pimelodus maculatus*, *Pimelodus albicans*, *Odontesthes bonariensis*, *Mugil platanus*, *Pachyurus bonariensis*, *Crenicichla lepidota*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Iheringichthys labrosus*, *Parapimelodus valenciennis*, *Plagioscion ternetzi*.

Para evaluar patrones en la composición específica de los ensamblajes entre los diferentes sitios de muestreo se realizó un análisis de agrupamiento de CLUSTER. Este análisis se realizó a partir de una matriz construida con los datos de abundancia de todas las especies y todos los muestreos. Los valores de abundancia de cada especie fueron transformados a logaritmo de $(x+1)$ para reducir efecto de las especies raras y se utilizó el índice de similitud de Bray Curtis. Posteriormente se realizó un análisis ANOSIM y SIMPER siguiendo la metodología comentada anteriormente para verificar diferencias significativas entre los sitios del análisis de agrupamiento y determinar cuáles son las especies que contribuyen de manera más importante en la diferenciación de los sitios.

Para evaluar diferencias en los atributos del ensamblaje se realizó un ANOVA con los valores del índice de Margalef. Este índice fue menos sensible en los casos donde una especie presentaba una gran dominancia. Previamente se testeó la normalidad de los datos y la homocedasticidad de la varianza mediante la prueba de Shapiro-Wilk y la prueba de Levene respectivamente ($p < 0,05$).

Las relaciones entre los atributos de los ensamblajes de peces, índices de Margalef, de Shannon-Wiener y equidad con los parámetros limnológicos se verificaron mediante un análisis de correlación de Pearson. Previamente los datos de los parámetros limnológicos fueron transformados a logaritmo de $(x+1)$.

Para evaluar las relaciones entre los parámetros limnológicos y los ensamblajes de peces de todos los relevamientos entre las diferentes cuencas se realizó un análisis multivariado con el programa CANOCO versión 4.53 (ter Braak y Smilauer 1998). Se construyó una matriz con valores de abundancia relativa de cada una de las especies en cada uno de los relevamientos. Las especies cuya abundancia relativa total presentó una contribución menor al 0,1 % fueron eliminadas del análisis para disminuir la influencia de especies raras. Debido a que las variables ambientales poseen diferentes unidades de medida los datos fueron normalizados. En la primera corrida se realizó un análisis de correspondencia detendenciado (ACD) con la matriz de las especies para determinar si la variación de los datos responde de forma unimodal o lineal. Debido a que el la longitud del gradiente fue de 4.797 unidades de desviación estándar para el primer eje, se llevó a cabo un análisis de correspondencia canónica (ACC) (ter Braak y Smilauer 1998; Leps y Smilauer 2003). En la primera corrida se testeó la significancia global del modelo para el primer eje y para la suma de todos los ejes canónicos y luego se realizó la selección de las variables ambientales que se correlacionaron de forma significativa con los ejes mediante el testeó de cada variable ($p < 0,05$) con el test permutaciones de Monte Carlo (499 permutaciones).

2.4.4.2 Análisis de datos para la comparación temporal (comparación del ensamble de peces actual con el registrado por Almirón et al. 2000)

Para estudiar la relación entre los parámetros fisicoquímicos y el factor estacionalidad se utilizó un ANOVA de una vía y un test a posteriori de múltiples comparaciones de pares (Tukey Test). Previamente la normalidad fue testeada con el test de Kolmogorov-Smirnov y la homocedasticidad de la varianza con el test de Levene ($p < 0.05$).

La comparación entre la cantidad de precipitaciones del período de muestreo actual y el equivalente para el período 1991-93 se realizó mediante la prueba no paramétrica de comparación de dos muestras apareadas (Test de Wilcoxon) debido a que no se cumplieron los supuestos de normalidad testeados mediante la prueba de Shapiro-Wilk ($p < 0.05$).

Para la realización de las correlaciones y análisis multivariado se utilizaron los datos de precipitaciones acumuladas de los últimos tres meses previos a cada relevamiento.

Debido a la cercanía que presentan las dos estaciones de muestreo y que no existieron diferencias significativas ($p < 0.05$) entre los parámetros limnológicos determinados se unificó el muestreo de las dos estaciones para la confección de las matrices de datos de los análisis ecológicos que se describen a continuación.

Las diferencias significativas entre la abundancia y la biomasa total y la estacionalidad fueron testeadas mediante un test no paramétrico de ANOVA por rangos (análisis de la varianza de una vía de Kruskal-Wallis)

Para cada muestreo se calculó la riqueza específica, los índices de diversidad de Shannon-Wiener y equidad siguiendo la metodología que se desarrolló en el apartado 2.3.4.1. Las correlaciones entre abundancia, biomasa y los parámetros ambientales del ensamble fue testeada mediante el coeficiente de correlación del producto-momento de Pearson (r), previamente la normalidad de los datos fue testeada con el test de Kolmogorov-Smirnov.

Para evaluar las relaciones entre las especies del ensamble y las variables ambientales se realizó un análisis multivariado con el programa CANOCO versión 4.53 (ter Braak y Smilauer 1998). Se construyó una matriz con valores de abundancia total de cada una de las especies en cada uno de los relevamientos. Las especies cuya abundancia relativa total presentó una contribución menor al 0,1 % fueron eliminadas del análisis para disminuir la influencia de especies raras. Debido a que las variables ambientales poseen diferentes unidades de medida los datos fueron normalizados. En la primera corrida se realizó un análisis de correspondencia detendenciado (DCA) con la matriz de las

especies para determinar si la variación de los datos responde de forma unimodal o lineal. Debido a que el la longitud del gradiente fue de 2.881 unidades de desviación estándar para el primer eje, se llevó a cabo un análisis de redundancia RDA (ter Braak y Smilauer 1998, Leps y Smilauer 2003). En la primera corrida se testeó la significancia global del modelo para el primer eje y para la suma de todos los ejes canónicos y luego se realizó la selección de las variables ambientales que se correlacionaron de forma estadísticamente significativa con los ejes mediante el testeó de cada variable con el test permutaciones de Monte Carlo (499 permutaciones). Para cada variable se adoptó como nivel de significancia ($p < 0.05$).

Para establecer diferencias significativas entre la abundancia total y la biomasa total de las especies registradas en común entre el período de estudio actual y el período 1991-93 se empleó la prueba no paramétrica de comparación de muestras apareadas (Test de Wilcoxon) debido a que no se cumplieron los supuestos de normalidad testeados mediante la prueba de Shapiro-Wilk ($p < 0.05$)

Se realizó un diagrama de Olmstead Tukey (Sokal y Rholf 1979) para determinar la participación de cada una de las especies dentro del ensamble de peces. En este método gráfico en el eje de las abcisas se representa la frecuencia relativa de aparición y en el eje de las ordenadas la abundancia. Además se grafican dos líneas perpendiculares entre sí que representan el promedio de ambas variables. De esta manera quedan representados cuatro cuadrantes: el cuadrante superior izquierdo corresponde a las especies ocasionales con valores de abundancia superior al valor medio pero inferior al valor medio de la frecuencia de aparición. En el cuadrante superior derecho se ubican las dominantes con valores superiores al promedio de ambas variables, el cuadrante inferior derecho corresponde a las comunes con valores de frecuencia relativa de aparición superior al valor medio pero inferior para el caso de la abundancia y en el cuadrante inferior izquierdo se encuentran las especies raras con valores inferiores para las medias de ambas variables.

Se empleó la misma metodología que empleó Almiron et al. (2000) en la asignación del estatus de las especies. Fueron clasificadas como “permanentes” si estuvieron presentes en >70 % de los muestreos, “semi-permanentes” entre el 30 – 70 % y “ocasionales” si estuvieron presentes en <30 %. Para la realización de esta comparación se utilizaron las especies obtenidas en común en el presente trabajo y las que en el trabajo de Almirón et al. (2000) poseen un estatus asignado. Para la comparación cuantitativa se utilizó la abundancia y biomasa total de individuos de cada una de las especies obtenidas en común durante todo el período de muestreo para los dos relevamientos.

2.5 Resultados

2.5.1 Caracterización del ensamble de peces del arroyo Buñirigo sus relaciones con los parámetros limnológicos.

2.5.1.1 Buñirigo superior (B1)

Las nacientes del arroyo Buñirigo se sitúan en un ambiente somero (30-60 cm de profundidad) con un 30-90% de la superficie cubierta de macrófitos: *Myriophyllum acuaticum*, *Hydrocleys nymphoides* *Ludwigia peploides* y *Azolla filiculoides*. Al principio del período de estudio el cauce se encontraba seco. Con posterioridad la profundidad se mantuvo estable en el período de marzo a septiembre para disminuir en el último muestreo, registrando una tendencia a aumentar la conductividad, el contenido de sólidos suspendidos, la turbidez y la concentración de nutrientes durante el descenso del nivel de agua (tabla 5). El pH varió en torno a la neutralidad. En el último muestreo se observó un alto grado de disturbio producido por el ganado, pisoteo de la superficie de barro expuesta y proliferación de deyecciones animales, coincidente con la mínima concentración de oxígeno disuelto (2,8 mg/l) y altas concentraciones de amonio (2,7 mg N-NH₄/l) (tabla 5). La profundidad se correlacionó de manera negativa con la temperatura ($r = -0,99$; $p = 0,043$), producto de la sequía estival. (Fig 11).

Tabla 5. Variables limnológicas determinadas en el arroyo Buñirigo superior (B1).

	Prof.	ancho				Conductiv.	Secchi	Sólidos
	(cm)	sección (m)	Temp. (°C)	pH	O₂ (mg/l)	(µS/cm)	(cm)	susp. (mg/l)
Mar 2010	60	25	21,5	6,7	5,1	128	29	5
Sep 2010	68	28	19	6,7	10	214	17	16
Nov 2010	36	16	27	7,2	2,8	744	4	662
Prom. y d. s.	55 ± 17	23 ± 6	22 ± 4	6,9 ± 0,3	6,0 ± 3,7	362 ± 334	17 ± 12	227 ± 376

Tabla 6. Concentración de amonio (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-) y fosforo reactivo soluble (PRS) en el arroyo Buñirigo superior (B1).

	$\text{N-NH}_4^+ \mu\text{g l}^{-1}$	$\text{N-NO}_3^- \mu\text{g l}^{-1}$	PRS $\mu\text{g l}^{-1}$
Mar 2010	19	20	25
Sep 2010	50	104	385
Nov 2010	2.175	225	251
Prom. y d. s.	748 ± 1.236	116 ± 103	220 ± 182

La mayor riqueza específica registrada (13) fue coincidente con la mayor abundancia (275) y biomasa (10 kg) registradas en el muestreo de noviembre de 2010 (tabla 8) a pesar de las condiciones extremas que presentaba el sitio debido a la sequia estival mencionada anteriormente. El elevado valor de biomasa se debe a la captura de 130 individuos juveniles de *Prochilodus lineatus* que acumularon una biomasa de 9 kg. La segunda captura más numerosa para ese muestreo corresponde a 79 ejemplares de *Cnesterdon decemmaculatus*.

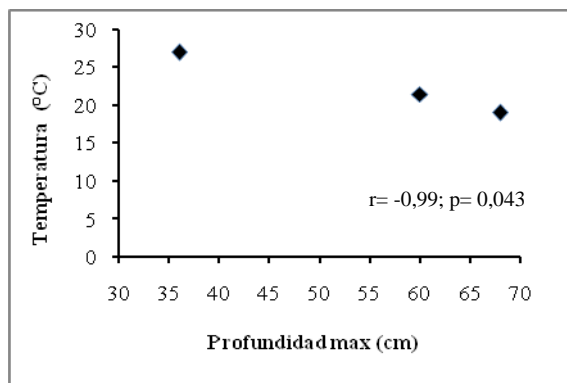


Figura 11. Relación entre la profundidad máxima y la temperatura en el arroyo Buñirigo superior.

La abundancia se correlacionó de manera negativa con la profundidad ($r=-0,99$; $p= 0,02$). La biomasa se correlacionó positivamente con los sólidos suspendidos ($r= 1,0$; $p= 0,004$) y la concentración de amonio ($r= 1,0$; $p= 0,002$) (Fig. 12).

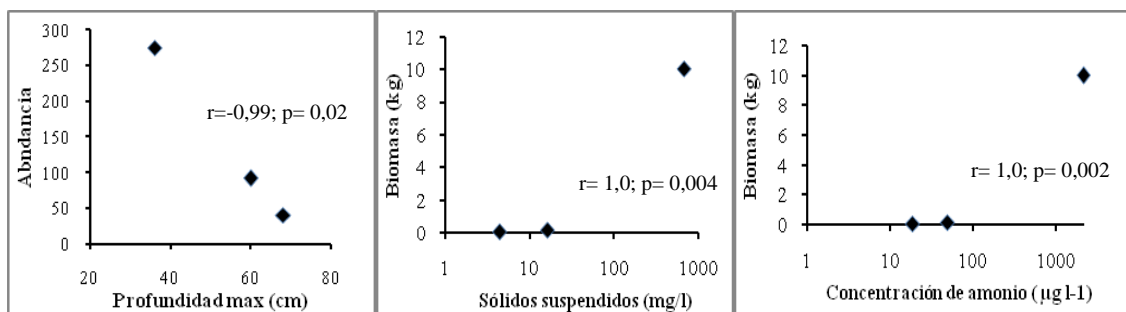


Figura 12. Relación entre la profundidad y la abundancia, los sólidos suspendidos y la biomasa y entre la concentración de amonio y la biomasa en el arroyo Buñirigo superior.

Las 17 especies colectadas pertenecen a cuatro órdenes y 12 familias (tabla 7). El orden Characiformes presentó 11 especies (64,7%), luego los Siluriformes con tres (17,6 %), los Cyprinodontiformes con dos (11,8 %) y los Perciformes con una sola especie (5,9 %). Tres especies acumularon el 84,5 % de la abundancia total: *Cnesterodon decemmaculatus* (34,1 %), *Prochilodus lineatus* (31,8 %) y *Astyanax rutilus* (18,6 %) y tres especies acumularon el 95,3 % de la biomasa total: *Prochilodus lineatus* (89,6 %), *Hoplias malabaricus* (3,4 %) y *Leporinus obtusidens* (2,3 %).

Tabla 8. Riqueza específica (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de diversidad de Margalef (d), equidad (J') y diversidad de Shannon-Wiener (H') para todos los muestreos realizados en el sitio

Buñirigo superior (B1).

	S	N	B (kg)	d	J'	H'(log10)
Mar 2010	4	92	0,02	0,66	0,58	0,35
Sep 2010	7	41	0,12	1,62	0,86	0,73
Nov 2010	13	275	10,03	2,14	0,58	0,64
Prom y d. s.	8,0 ± 4,6	136,0 ± 123,0	3,39 ± 5,75	1,47 ± 0,75	0,67 ± 0,16	0,57 ± 0,20

Tabla 7. Lista sistemática, abundancia total (Ab.), promedio de la abundancia relativa porcentual (Prom. Ab. Rel % y biomasa total (B total) de las especies colectadas durante todos los muestreos realizados en los tres sitios del arroyo Buñirigo.

	B1			B2			B3		
	Ab.	Prom. Ab. Rel. %	B total (g)	Ab.	Prom. Ab. Rel. %	B total (g)	Ab.	Prom. Ab. Rel. %	B total (g)
CYPRINIFORMES									
Cyprinidae									
<i>Cyprinus carpio</i>				2	0,2	4.950			
CHARACIFORMES									
Prochilodontidae									
<i>Prochilodus lineatus</i>	130	15,8	9.112	305	31,5	61.559	62	9,4	4.686
Curimatidae									
<i>Steindachnerina biornata</i>				1	0,1	19,5			
<i>Cyphocharax voga</i>	6	0,7	40	79	8,7	5.218	8	0,7	77,5
<i>Cyphocharax platanus</i>				2	0,1	42			
Anostomidae									
<i>Leporinus obtusidens</i>	2	0,2	231,5	2	0,2	184	3	0,4	243
Crenuchidae									
<i>Characidium rachovii</i>	5	3,6	2,0	1	0,1	0,5			
Characidae									
<i>Salminus brasiliensis</i>				1	0,1	748			
<i>Charax stenopterus</i>	9	1,1	8	6	0,7	8			
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	9	7,3	5	4	0,1	16	1	0,3	2
<i>Astyanax rutilus</i>	76	19,8	56,5	224	21,6	759	149	19,3	408,5
<i>Astyanax abramis</i>							15	3,8	242,5
<i>Bryconamericus iheringii</i>				435	14,8	1.088	1	0,1	1
<i>Cynopotamus argenteus</i>							2	0,1	3,5
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	3	0,4	71	34	10,5	942,5	5	1,0	71,5
<i>Cheirodon interruptus</i>	8	3,0	6,5	51	4,0	60	27	7,1	22,5
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	8	6,5	5,5						
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>				6	0,2	8			
Erythrinidae									
<i>Hoplias malabaricus</i>	3	0,6	343,5	6	0,4	3.388	1	0,3	240,5
SILURIFORMES									
Callichthyidae									
<i>Corydoras paleatus</i>	1	0,1	5,5	1	0,1	8			
Loricariidae									
<i>Otocinclus arnoldi</i>	1	0,8	2				1	0,1	1
<i>Loricariichthys anus</i>				1	0,1	423			
<i>Hypostomus commersoni</i>				9	0,3	8.642	6	0,5	1.425
Ageneiosidae									
<i>Ageneiosus militaris</i>				1	0,1	79,5			
Pimelodiadae									
<i>Pimelodus maculatus</i>	5	2,0	238	46	4,3	1.412	58	5,3	3.465

Tabla 7. Continuación

<i>Pimelodus albicans</i>				2	0,1	52,5	16	1,7	1.130
<i>Iheringichthys labrosus</i>							521	5,7	454
<i>Parapimelodus valenciennis</i>							756	8,3	300
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>							1	0,1	506
Heptapteridae									
<i>Pimelodella laticeps</i>				3	0,3	10	6	0,7	12,5
<i>Rhamdia quelen</i>				9	0,5	704			
ATHERINIFORMES									
Atherinidae									
<i>Odontesthes bonariensis</i>							2	0,1	1
CYPRINODONTIFORMES									
Anablepidae									
<i>Jenynsia multidentata</i>	1	0,1	0,5	2	0,1	1,5	1	16,7	0,5
Poeciliidae									
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	139	37,6	9,5				1	0,1	0,5
MUGILIFORMES									
Mugilidae									
<i>Mugil platanus</i>							444	15,8	651
PERCIFORMES									
Sciaenidae									
<i>Pachyurus bonariensis</i>							124	1,8	216
<i>Plagioscion ternetzi</i>							74	0,8	65
Chichlidae									
<i>Australoheros facetus</i>	2	0,2	32,5	1	0,1	55			

2.5.1.2 Buñirigo medio (B2)

En su tramo medio el arroyo Buriñigo cuenta con un cauce más profundo que permitió mantener 0,6 m de agua durante el período de sequía, aumentando hasta 2 m en coincidencia con la creciente. Los márgenes no mostraron vegetación riparia. El agua fue turbia con una lectura del disco de Sechi de 6-16 cm, registró comparativamente elevadas concentraciones de oxígeno disuelto (6,8 - 15 mg/l) y un pH que osciló en torno a la neutralidad (6,6 - 8,6). La conductividad mostró un rango de variación con valores extremos mayores que en las nacientes (210-2.500 μ S/cm) y las concentraciones de nutrientes no registraron pulsos con valores extremos (tablas 9 y 10). Los sólidos suspendidos se correlacionaron de forma positiva con la conductividad ($r= 0,88$; $p= 0,047$) y negativa con el disco de Secchi ($r=- 0,91$; $p 0,032$), sugiriendo que la elevada turbidez esta regulada por la resuspensión de material sedimentario, que se acentúa en los estiajes (Fig. 13).

Tabla 9. Variables limnológicas determinadas en el arroyo Buñirigo medio (B2).

	Prof. (cm)	ancho sección (m)	Temp. (°C)	pH	O₂ (mg/l)	Conductiv. (µS/cm)	Secchi (cm)	Sólidos susp. (mg/l)
Jun 2009	60	12,5	13	7,89	11	210	14	-
Mar 2010	120	13	22	7,3	10,8	1.180	16	34
Sep 2010	200	14	18	6,64	6,8	667	16	63
Nov 2010	150	12	24	7,8	12	2.180	11	125
Feb 2011	110	14,9	30	8,6	15	2.500	6	193
May 2011	83	11,3	15	7,9	11,2	1.660	8	105
Prom y d. s.	120 ± 50	13 ± 1	20 ± 6	7,7 ± 0,7	11 ± 2,6	1.399 ± 882	12 ± 4	104 ± 61

Tabla 10. Concentración de amonio (N-NH₄⁺), nitrato (N-NO₃⁻) y fosforo reactivo soluble (PRS) en el arroyo Buñirigo medio (B2).

	N-NH₄⁺ µg l⁻¹	N-NO₃⁻ µg l⁻¹	PRS µg l⁻¹
Jun 2009	-	-	-
Mar 2010	12	42	47
Sep 2010	120	115	113
Nov 2010	524	45	251
Feb 2011	5	77	51
May 2011	133	487	219
Prom. y d. s.	159 ± 212	153 ± 189	136 ± 95

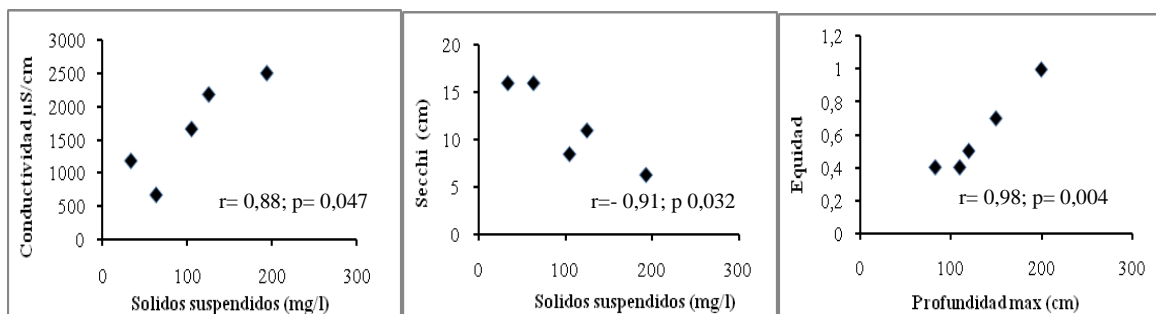


Figura 13. Relación entre los los solidos suspendidos con la conductividad y el disco de Secchi y entre la profundidad y la equidad en el arroyo Buñirigo medio.

En la tabla 11 se pueden observar los valores de todos los atributos del ensamble del sitio B2. La riqueza específica registró un valor mínimo de 2 en septiembre de 2010 donde solo se colectaron individuos de *Astyanax rutilus* y *Oligosarcusi oligolepis*. En esa campaña el arroyo se encontraba desbordado debido a las fuertes precipitaciones y a una obra en construcción ubicada en un puente aguas abajo que dificultaba el drenaje. La mayor biomasa fue registrada en febrero de 2011 donde se colectaron 102 ejemplares juveniles de sábalo *Prochilodus lineatus*. No obstante la mayor abundancia se registró en junio del 2009 con 489 individuos de los cuales 435 correspondieron a la mojarra *Bryconamericus iheringii*, en coincidencia con un estiaje pronunciado que resultó en la menor profundidad del período de estudio.

La equidad se correlacionó de manera positiva con la profundidad ($r = 0,98$; $p = 0,004$).

La riqueza específica fue mayor que la registrada en el tramo superior. Se colectaron 26 especies pertenecientes a cinco órdenes y 14 familias (tabla 7). El orden Characiformes presentó 15 especies (57,7 %), luego los Siluriformes con ocho (30,8 %) y los Cypriniformes, Cyprinodontiformes y Perciformes con una sola especie (3,8 %). Seis especies acumulan el 92,4 % de la abundancia total: *Bryconamericus iheringii* (35,2 %), *Prochilodus lineatus* (24,7 %), *Astyanax rutilus* (18,2 %), *Cyphocharax voga* (6,5 %), *Cheirodon interruptus* (4,1 %) y *Pimelodus maculatus* (3,7 %). Cinco especies acumulan el (92,7 %) de la biomasa total: *Prochilodus lineatus* (68,1 %), *Hypostomus commersoni* (9,6 %), *Cyphocharax voga* (5,8 %), *Cyprinus carpio* (5,5 %) y *Hoplias malabaricus* (3,7 %).

Tabla 11. Riqueza específica (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de diversidad de Margalef (d), equidad (J') y diversidad de Shannon-Wiener (H') para todos los muestreos realizados en el arroyo Buñirigo medio (B2).

	S	N	B (kg)	d	J'	H'(log10)
Jun 2009	10	489	11,36	1,45	0,24	0,24
Mar 2010	13	315	4,36	2,09	0,55	0,61
Sep 2010	2	4	0,11	0,72	1,00	0,30
Nov 2010	12	143	5,73	2,22	0,70	0,75
Feb 2011	6	125	49,36	1,04	0,39	0,30
May 2011	9	158	19,45	1,58	0,39	0,37
Prom y d. s.	8,7 ± 4,1	205,7 ± 170,7	15,06 ± 18,08	1,52 ± 0,58	0,54 ± 0,27	0,43 ± 0,21

2.5.1.3 Buñirigo inferior (B3)

El arroyo Buñirigo en este tramo, próximo a la desembocadura, registró menores variaciones en el nivel de agua. El sitio de muestreo está ubicado aguas abajo de una curtiembre y una industria alimenticia. Las concentraciones de oxígeno disuelto (8,7-13,5 mg/l) y el pH (6-8) (tabla 12), se mantienen en los mismos rangos del tramo medio, sugiriendo que las industrias no producen un aporte importante de demanda química y bioquímica de oxígeno. Por el contrario, la conductividad y la concentración de nitratos registraron pulsos de registros extremos que sugieren el impacto de los efluentes industriales. La conductividad alcanzó 9.050 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en marzo del 2011 y la concentración de nitratos 13,3 mg N-NO₃/l en noviembre del 2010 (tabla 12). Esa concentración de nitratos es tóxica para el ser humano, produce metahemoglobinemia (el nitrato inhibe la fijación de oxígeno en los glóbulos rojos produciendo asfixia a nivel tisular). No se alcanzan tales concentraciones en ambientes naturales no disturbados, si no es por el aporte de fuentes de contaminación.

Tabla 12 Variables limnológicas determinadas en el arroyo Buñirigo inferior (B3).

	Prof. (cm)	ancho sección (m)	Temp. (°C)	pH	O₂ (mg/l)	Conductiv. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Secchi (cm)	Sólidos susp. (mg/l)
Jun 2009	73	8	11	6	11	933	47	-
Mar 2010	40	8	22	7,4	8,8	1.640	23	55
Ago 2010	30	7	16	7,6	10,2	2.500	14	68
Nov 2010	55	8	22	8,1	9,8	4.700	19	113
Feb 2011	43	7	28	8	8,7	9.050	18	44
May 2011	48	7,3	14	8,1	13,5	7.090	25	109
Prom. y d. s.	48 ± 15	8 ± 0,5	19 ± 6	7,5 ± 0,8	10,3 ± 1,8	4.318 ± 3.229	24 ± 12	78 ± 32

Tabla 13. Concentración de amonio (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-) y fosforo reactivo soluble (PRS) arroyo Buñirigo inferior (B3).

	$\text{N-NH}_4^+ \mu\text{g l}^{-1}$	$\text{N-NO}_3^- \mu\text{g l}^{-1}$	PRS $\mu\text{g l}^{-1}$
Jun 2009	-	-	-
Mar 2010	748	770	189
Ago 2010	1.027	828	191
Nov 2010	129	13.315	238
Feb 2011	339	186	186
May 2011	889	160	159
Prom. y d. s.	627 ± 379	3.726 ± 5.396	193 ± 28

En tabla 14 se observan los valores de los atributos del ensamble del sitio B3. Se puede observar que la riqueza específica registró un valor mínimo de 1 en junio de 2009 donde se colectó un solo ejemplar de la madrecita *Jenynsia multidentata*. Dado que en otros muestreos se detectaron indicadores de contaminación, tales como registros extremos de nitratos, no puede descartarse que la ausencia de peces este relacionada con la ocurrencia de un pulso de toxicidad.

La mayor riqueza específica fue coincidente con la mayor abundancia (13 especies con 1.523 individuos) en febrero de 2011 donde la mayor proporción de la captura estuvo representada por especies que penetran desde el Rio como *Parapimelodus valenciennis* y *Iheringichthys labrosus* con 756 y 521 individuos respectivamente.

Se colectaron 25 especies pertenecientes a cinco ordenes y 12 familias (tabla 7). El orden Characiformes presentó 11 especies (44 %), los Siluriformes ocho (32 %), los Cyprinodontiformes dos (8 %), los Perciformes dos (8 %), los Atheriniformes y Mugiliformes una sola especie (4 %). Seis especies acumularon el 90,5 % de la abundancia total: *Parapimelodus valenciennis* (33,2 %), *Iheringichthys labrosus* (22,8 %), *Mugil platanus* (19,4 %), *Astyanax rutilus* (6,5 %), *Pachyurus bonariensis* (5,4 %) y *Plagioscion ternetzi* (3,2 %). Siete especies acumularon el 86,7 % de la biomasa: *Prochilodus lineatus* (32,9 %), *Pimelodus maculatus* (24,3 %), *Hypostomus commersoni* (10,1 %), *Pimelodus albicans* (7,9 %), *Mugil platanus* (4,6 %), *Pseudoplatystoma corruscans* (3,7 %) y *Iheringichthys labrosus* (3,2 %).

Tabla 14. Riqueza específica (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de diversidad de Margalef (d), equidad (J') y diversidad de Shannon-Wiener (H') para todos los muestreos realizados en el arroyo Buñirigo inferior (B3).

	S	N	B (kg)	d	J'	H'(log10)
Jun 2009	1	1	-	-	-	0
Mar 2010	6	65	0,90	1,20	0,62	0,48
Ago 2010	11	179	7,57	1,93	0,75	0,78
Nov 2010	6	49	1,36	1,29	0,73	0,57
Feb 2011	13	1523	3,48	1,64	0,48	0,53
May 2011	6	468	0,91	0,81	0,14	0,11
Prom y d. s.	7,2 ± 4,3	380,8 ± 584,3	2,37 ± 2,80	1,51 ± 0,43	0,64 ± 0,25	0,47 ± 0,30

2.5.1.4 Analisis ANOSIM Y SIMPER del ensamble de peces del arroyo Buñirigo

La composición del ensamble en términos de abundancia y de biomasa no muestra diferencias entre los diferentes sitios (estadístico R 0,08 y nivel de significancia 0,192) y (estadístico R 0,158 y nivel de significancia 0,074) respectivamente.

El valor del promedio de la similitud en el análisis SIMPER para los muestreos en el sitio B1 fue 35,02 con cuatro especies contribuyendo al 90,79 % de la similitud acumulada, en el sitio B2 fue de 34,78 con cinco especies contribuyendo a el 90,99 % de la similitud acumulada y en el sitio B3 fue de 17,32 con cinco especies contribuyendo a el 91,89 % de la similitud acumulada (tabla 14).

Tabla 15. Valores promedio, contribución porcentual y contribución porcentual acumulada de cada especie para todos los muestreos realizados en los tres sitios del arroyo Buñirigo.

	promedio similitud	contrib %	acumulado %
B1			
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	20,57	58,76	58,76
<i>Astyanax rutilus</i>	6,6	18,86	77,62
<i>Cheirodon interruptus</i>	2,42	6,9	84,52
<i>Characidium rachovii</i>	2,2	6,27	90,79
B2			
<i>Astyanax rutilus</i>	11,26	32,38	32,38
<i>Prochilodus lineatus</i>	7,4	21,27	53,65
<i>Cyphocharax voga</i>	4,74	13,62	67,27
<i>Cheirodon interruptus</i>	4,67	13,42	80,69

Tabla 15. Continuación.

<i>Oligosarcus oligolepis</i>	3,58	10,3	90,99
B3			
<i>Astyanax rutilus</i>	6,86	39,58	39,58
<i>Prochilodus lineatus</i>	6,38	36,83	76,41
<i>Cheirodon interruptus</i>	1,17	6,74	83,16
<i>Pachyurus bonariensis</i>	0,86	4,96	88,12
<i>Leporinus obtusidens</i>	0,64	3,68	91,8

2.5.1.5 Relación entre el número de especies de Río y la distancia al Río de la Plata en el arroyo Buñirigo.

Se observó una alta correlación significativa entre el valor medio del número de especies de río capturadas en cada muestreo en los distintos sitios en relación a la distancia al Río de la Plata ($r = 0,997$; $p = 0,049$) (tabla 16) y (Fig 14).

Tabla 16. Distancia al Río de la Plata, valores medios y desvío estándar del número de especies de río para todos los muestreos realizados en los tres sitios del arroyo Buñirigo.

sitio	dist al río	Valor medio esp.	
	(km)	de río	desv. est.
B1	11,5	1,33	1,53
B2	8,6	2,16	1,94
B3	5,5	3,33	2,34

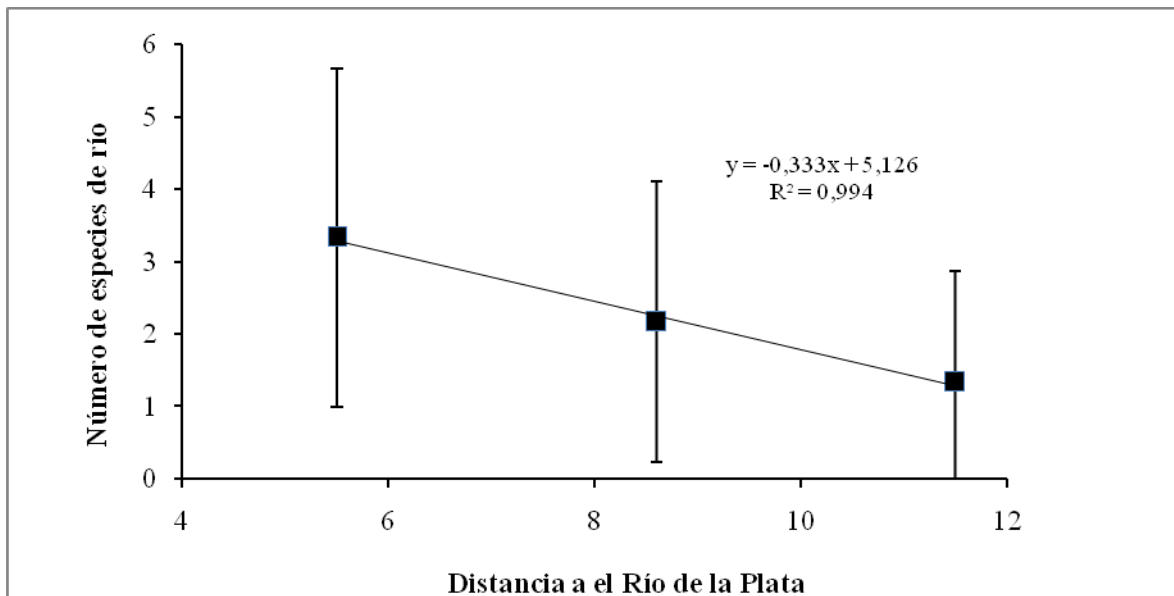


Figura 14. Relación entre el número de especies de río y la distancia al Río de la Plata para los tres sitios del arroyo Buñirigo.

2.5.2 Caracterización del ensamble de peces del arroyo Juan Blanco y sus relaciones con los parámetros limnológicos.

El arroyo Juan Blanco mostró profundidades que oscilaron entre 0,3 y 1,4 m. la presencia de macrófitas que alcanzó un máximo de aproximadamente 30% de la superficie. Este sitio presentó la mayor asociación de macrófitas de todos los arroyos estudiados. Se observó la presencia de macrófitas arraigadas como *Myriophyllum aquaticum*, *Hydrocleys nymphoides*, *Hydrocotyle ranunculoides*, *Ludwigia elegans*, *Ludwigia peploides*, *Alternanthera philoxeroides* y flotantes como *Lemna* sp y entre las sumergidas se observó *Egeria densa*, *Ceratophyllum demersum* y *Cabomba caroliniana*.

El arroyo se pierde en un humedal de la planicie costera del Río de la Plata. Durante la mayor parte del año no supera el albardón que lo separa del mismo, motivo por el cual el flujo de agua es generalmente lento o nulo. La conductividad y el pH mostraron rangos que se superponen con las determinadas en las nacientes y el cauce medio del arroyo Buñirigo (tabla 17). La profundidad se correlacionó de forma negativa con el pH ($r=-0,84$; $p=0,017$) y el oxígeno disuelto ($r=-0,79$; $p=0,034$). El oxígeno disuelto se correlacionó de forma negativa con las precipitaciones ($r=-0,83$; $p=0,021$) (Fig. 15).

La máxima profundidad fue simultánea con los mínimos valores de conductividad (170 $\mu\text{S}/\text{cm}$), pH (6,5) y oxígeno disuelto (4 mg/l) sugiriendo dilución del contenido iónico por el aporte de la lluvia y consumo de oxígeno por la materia orgánica incorporada con la escorrentía superficial de la cuenca. Por el contrario, la máxima conductividad (3.380 $\mu\text{S}/\text{cm}$) fue simultánea con la menor profundidad y registros elevados de pH (8,5) y oxígeno disuelto (11,5 mg/l). Las concentraciones de nutrientes mostraron rangos de variación que se superponen con los del Buñirigo superior y medio (tabla 18).

El agua fue turbia con una lectura del disco de Secchi de 3-35 cm. El disco de Secchi se correlacionó de manera positiva con las precipitaciones ($r=0,82$; $p=0,023$) y de forma negativa con la concentración de sólidos suspendidos ($r=-0,97$; $p=0,007$) sugiriendo que la resuspensión de material de fondo, que se incrementa en los estiajes, limita la transparencia del agua en este arroyo (Fig. 16).

Tabla 17. Variables limnológicas determinadas en el arroyo Juan Blanco (J3)

	Prof (cm)	ancho sección (m)	Temp. (°C)	pH	O₂ (mg/l)	Conductiv. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Secchi (cm)	Sólidos susp. (mg/l)
Ene 2009	25	8	25	8,7	11,5	3.380	3	-
Abr 2009	58	17	20	8	9,7	790	3	267
Jun 2009	35	11	9	9,2	12	954	3	-
Feb 2010	140	34	27	6,5	4	170	34	7
Ago 2010	110	26	12	7,62	11,2	535	21	47
Nov 010	100	28	21	7	8,3	773	6	251
Feb 2011	115	28	26	8,1	7,6	1.286	3	240
Prom. y d. s.	83 \pm 44	22 \pm 10	20 \pm 7	7,9 \pm 0,9	9,2 \pm 2,8	1.126 \pm 1.051	11 \pm 12	162 \pm 125

Tabla 18. Concentración de amonio (N-NH₄⁺), nitrato (N-NO₃⁻) y fosforo reactivo soluble (PRS) en el arroyo Juan Blanco (J3).

	N-NH₄⁺ $\mu\text{g l}^{-1}$	N-NO₃⁻ $\mu\text{g l}^{-1}$	PRS $\mu\text{g l}^{-1}$
Ene 2009	-	-	-
Abr 2009	249	303	388
Jun 2009	-	-	-
Feb 2010	132	83	168
Ago 2010	4	81	76
Nov 010	18	65	206
Feb 2011	5	125	340
Prom. y d. s.	82 \pm 107	131 \pm 98	236 \pm 127

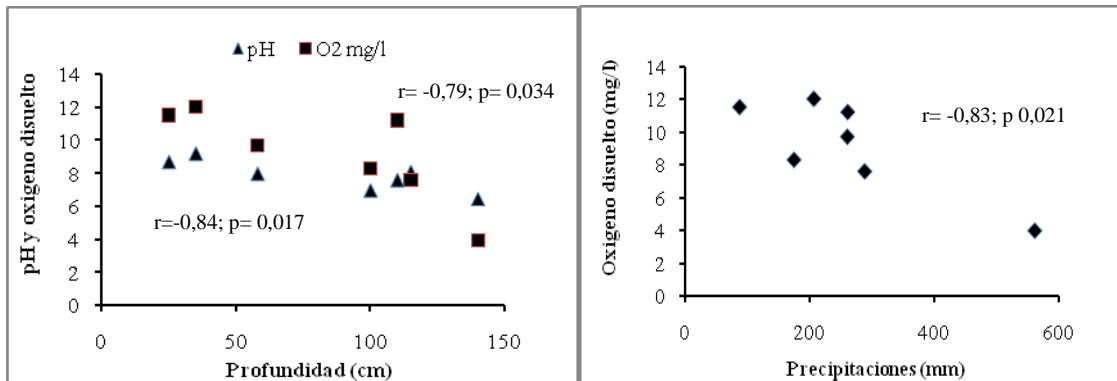


Figura 15. Relación entre la profundidad y el pH y entre las precipitaciones y el oxígeno disuelto en el arroyo Juan Blanco.

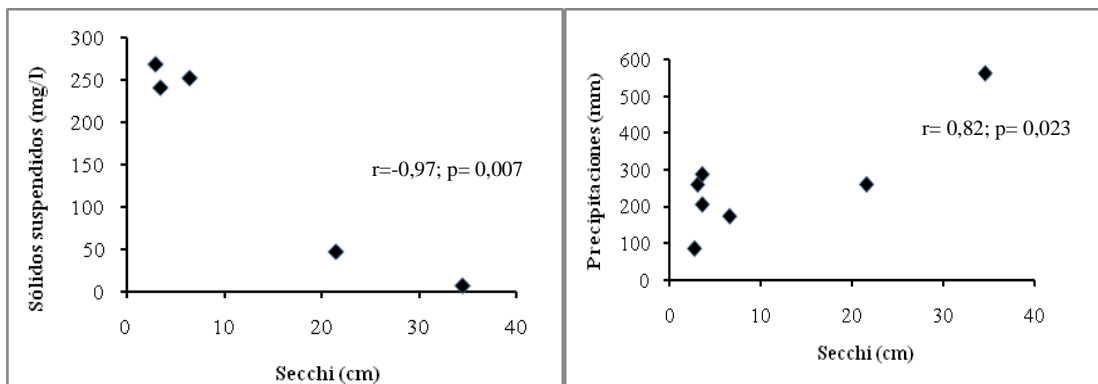


Figura 16. Relación entre el disco de Secchi y los sólidos suspendidos y entre el disco de Secchi y las precipitaciones en el arroyo Juan Blanco.

En la tabla 19 se observan los valores de los atributos del ensamble del arroyo Juan Blanco. La menor riqueza específica fue de 6 especies en agosto de 2010, muy superior a los mínimos extremos registrados en el arroyo Buñirigo inferior. El valor más elevado de riqueza (17 especies) coincide con la mayor abundancia y biomasa correspondiente al primer muestreo realizado en enero de 2009, en el marco de una gran sequía regional que había comenzado a mediados del 2008. La mayor abundancia fue para *Pimelodella laticeps* con 147 individuos y la mayor biomasa fue de ejemplares de la vieja de agua *Hypostomus commersoni* con 18,3 kg y la carpa común *Cyprinus carpio* con 12,8 kg.

Tabla 19. Riqueza específica (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de diversidad de Margalef (d), equidad (J') y diversidad de Shannon-Wiener (H') para todos los muestreos realizados en el arroyo Juan Blanco (J3).

	S	N	B (kg)	d	J'	H'(log10)
Ene 2009	17	366	52,6	2,71	0,76	0,94
Abr 2009	16	128	3,7	3,09	0,69	0,84
Jun 2009	15	161	26,5	2,76	0,70	0,82
Feb 2010	13	341	2,1	2,06	0,60	0,67
Ago 2010	6	28	0,9	1,50	0,61	0,47
Nov 010	11	136	2,7	2,04	0,83	0,87
Feb 2011	15	104	2,3	3,01	0,86	1,01
Prom. y d. s.	13,3 ± 3,8	180,6 ± 125,4	13,0 ± 19,7	2,45 ± 0,59	0,72 ± 0,10	0,80 ± 0,18

Se registraron 30 especies pertenecientes a seis órdenes y 15 familias (tabla 20). El orden Characiformes presentó 17 especies (56,6 %), luego los Siluriformes con ocho (26,6 %), los Cyprinodontiformes con dos (6,7 %) y los Cypriniformes, Synbranchiformes y Perciformes una sola especie (3,4 %). Nueve especies acumularon el 77,3 % de abundancia total: *Astyanax rutilus* (22,2 %), *Pimelodella laticeps* (20,3 %), *Oligosarcus oligolepis* (7,3 %), *Cheirodon interruptus* (6,5 %), *Loricariichthys anus* (6,1 %), *Cnesterdon decemmaculatus* (5,9 %), *Australoheros fascetus* (5,8 %), *Jenynsia multidentata* (3,2 %). Seis especies acumularon el 87 % de la biomasa total: *Cyprinus carpio* (36,2 %), *Hypostomus commersoni* (21,6 %), *Rhamdia quelen* (14,8 %), *Loricariichthys anus* (7,9 %), *Hoplias malabaricus* (6,5 %) y *Prochilodus lineatus* (3,2 %).

El valor del promedio de la similitud en el análisis SIMPER para los muestreos realizados en el arroyo Juan Blanco fue de 38,59 con 9 especies contribuyendo al 76,05 % de la similitud acumulada (tabla 21).

Tabla 20. Lista sistemática, abundancia total (Ab.), promedio de la abundancia relativa porcentual (Prom. Ab. Rel % y biomasa total (B total) de las especies colectadas durante todos los muestreos realizados en el arroyo Juan Blanco.

	J		
	Ab.	Prom Ab rel %	B total (g)
CYPRINIFORMES			
Cyprinidae			
<i>Cyprinus carpio</i>	27	2,0	32.875
CHARACIFORMES			
Prochilodontidae			
<i>Prochilodus lineatus</i>	37	4,0	2.926
Curimatidae			
<i>Cyphocharax voga</i>	29	4,7	926
<i>Cyphocharax platanus</i>	1	0,5	19,0
<i>Cyphocharax spilolus</i>	1	0,1	56,0
Crenuchidae			
<i>Characidium rachovii</i>	8	0,6	4,0
Characidae			
<i>Pseudocorynopoma doriai</i>	11	1,1	33,5
<i>Brycon orbignyianus</i>	1	0,1	75,5
<i>Diapoma terofali</i>	2	0,2	4,0
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	10	1,1	10,0
<i>Astyanax rutilus</i>	280	16,1	1.259
<i>Astyanax asuncionensis</i>	1	0,1	9,0
<i>Bryconamericus iheringii</i>	21	1,3	60,8
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	92	15,3	1.794
<i>Oligosarcus jenynsii</i>	7	0,8	194
<i>Cheirodon interruptus</i>	82	7,8	52,0
<i>Hyphessobrycon luetkeni</i>	2	0,1	2,5
Erythrinidae			
<i>Hoplias malabaricus</i>	16	1,1	5.921
SILURIFORMES			
Callichthyidae			
<i>Corydoras paleatus</i>	25	1,4	83,0
Loricariidae			
<i>Otocinclus arnoldi</i>	3	0,7	2,5
<i>Loricariichthys anus</i>	77	5,5	7.142
<i>Hypostomus commersoni</i>	26	1,5	19.613
Pimelodiadae			
<i>Pimelodus maculatus</i>	32	2,3	1.366
Heptapteridae			
<i>Pimelodella laticeps</i>	257	16,9	1.358
<i>Rhamdia quelen</i>	25	1,2	13.431
Aspredinidae			
<i>Bunocephalus iheringii</i>	1	0,1	2,0
CYPRINODONTIFORMES			
Anablepidae			

Tabla 20. Continuación

<i>Jenynsia multidentata</i>	41	5,5	49,5
Pociliidae			
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	74	6,0	20,0
SYNBRANCHIFORMES			
Synbranchidae			
<i>Synbranchus marmoratus</i>	2	0,6	471
PERCIFORMES			
Chichlidae			
<i>Australoheros facetus</i>	73	3,4	1.004

Tabla 21. Valores promedio, contribución porcentual y contribución porcentual acumulada de cada especie para todos los muestreos realizados en el arroyo Juan Blanco.

J	promedio similitud	contrib %	acumulado %
<i>Cheirodon interruptus</i>	6,09	15,78	15,78
<i>Astyanax rutilus</i>	4,56	11,82	27,6
<i>Cyphocharax voga</i>	4,17	10,81	38,41
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	4,04	10,46	48,86
<i>Pimelodella laticeps</i>	2,39	6,18	55,05
<i>Pimelodus maculatus</i>	2,25	5,83	60,87
<i>Hoplias malabaricus</i>	2,15	5,57	66,44
<i>Australoheros facetus</i>	1,94	5,03	71,47
<i>Jenynsia multidentata</i>	1,77	4,58	76,05

2.5.3 Caracterización del ensamble de peces del arroyo Zapata medio (Z2) e inferior (Z3) y el afluente sin nombre (SN) y sus relaciones con los parámetros limnológicos.

El sistema formado por el arroyo Zapata y su afluente reviste particular interés en el marco del presente trabajo. Tratándose de cuencas adyacentes sus principales características ambientales (vegetación, suelo, clima) resultan prácticamente idénticas, pero difieren en el uso del suelo, ganadería extensiva en el afluente y usos múltiples, incluyendo establecimientos de cría intensiva de ganado (feedlot) y granjas avícolas en el arroyo Zapata. En la tabla 22 se resumen las variables limnológicas determinadas. El sitio SN mostró una profundidad de 62-94 cm y una cobertura

vegetal del 20-65% de la superficie. Se observó con mayor abundancia *Myriophyllum aquaticum* y en menor proporción *Ludwigia peploides*, *Ludwigia elegans* e *Hydrocleys nymphoides*

La conductividad (110-118 $\mu\text{S/cm}$) fue la menor registrada de los 13 sitios relevados en el presente trabajo. El pH (6,8), levemente ácido, también se sitúa en torno a los menores registros de los rangos medidos en cada ambiente del presente trabajo. El oxígeno disuelto varió entre 6,5 y 12 mg/l. Las concentraciones de amonio (5-7 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{l}$) y nitratos (12 y 115 $\mu\text{g N-NO}_3/\text{l}$) también fueron las menores determinadas en todo el periodo de estudio (n=55).

En el sitio Z2 la profundidad osciló entre 55 y 61 cm, no se observó la presencia de macrófitas en la superficie y el agua mostró altas concentraciones de oxígeno disuelto (13,7 - 15 mg/l). El pH resultó alcalino (8,4 y 9,2) y la conductividad fue un orden de magnitud mayor que el sitio SN (2.050-2.280 $\mu\text{S/cm}$). Las concentraciones de nutrientes fueron extremadamente elevadas, 2-3 órdenes de magnitud mayores a las del sitio SN, y entre las mayores registradas en el presente trabajo, alcanzando máximos de 7,9 mg N-NH₄/l, 1,0 mg N-NO₃/l y 2,8 mg PRS/l (tabla 23).

Aguas abajo, en el sitio Z3 la profundidad osciló entre 0,70 y 1,60 m. La conductividad (303 - 2.300 $\mu\text{S/cm}$), pH (7,2 y 8,9) y el oxígeno disuelto (0,5-14 mg/l) registraron extensos rangos de variación, el oxígeno disuelto mostró un registro extremo de 0,5 mg/l en septiembre del 2010. La concentración de amonio varió entre 38 y 1.847 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{l}$, el nitrato fue menor que en el sitio Z2 (14-275 $\mu\text{g N-NO}_3/\text{l}$) mientras que el PRS se mantuvo elevado (1.301-2.675 $\mu\text{g P/l}$). El oxígeno disuelto se correlacionó negativamente con el disco de Secchi ($r=-0,99$; $p=0,009$) (Fig. 17).

Tabla 22. Variables limnológicas determinadas en los dos sitios del arroyo Zapata medio (Z2) inferior (Z3) y en el afluente sin nombre (SN).

	Prof (cm)	ancho sección (m)	Temp. (°C)	pH	O₂ (mg/l)	Conductiv. ($\mu\text{S/cm}$)	Secchi (cm)	Sólidos susp. (mg/l)
Z2 Dic 2010	55	5	30	9,2	15	2.280	10	118
Z2 Mar 2011	61	6	22	8,4	13,7	2.050	4	797
x y d. s.	58 ± 4	5,5 ± 0,6	26,1 ± 5,8	8,8 ± 0,6	14,4 ± 0,9	2.165 ± 163	7,0 ± 4,2	457 ± 481
Z3 Nov 2009	160	16	28	7,2	6,25	303	19	32
Z3 Sep 2010	80	16	21	7,7	0,5	1.030	23	42
Z3 Dic 2010	70	15	30	8,9	11,2	1.440	14	180
Z3 Mar 2011	75	16	30	8,8	14,8	2.300	12	80
x y d. s.	96 ± 43	15,8 ± 0,6	27,3 ± 4,3	8,2 ± 0,8	8,2 ± 6,2	1.268 ± 833	17,1 ± 5,0	83 ± 66
SN Mar 2010	62	15	18	6,8	6,5	119	9	122
SN Sep 2010	94	16	18	6,8	12	110	23	15
Prom y d. s.	78 ± 23	16 ± 1	18 ± 0	6,8 ± 0	9,3 ± 3,9	114 ± 6	16,0 ± 9,9	69 ± 75

Tabla 22. Concentración de amonio (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-) y fosforo reactivo soluble (PRS) en los dos sitios del arroyo Zapata medio (Z2) inferior (Z3) y en el afluente sin nombre (SN).

	$\text{N-NH}_4^+ \mu\text{g l}^{-1}$	$\text{N-NO}_3^- \mu\text{g l}^{-1}$	PRS $\mu\text{g l}^{-1}$
Z2 Dic 2010	1.667	1.075	2.849
Z2 Mar 2011	7.936	893	1.913
x y d. s.	4.802 ± 4.432	984 ± 129	2.381 ± 662
Z3 Nov 2009	1.847	35	1.301
Z3 Sep 2010	867	61	1.700
Z3 Dic 2010	461	272	2.346
Z3 Mar 2011	38	14	2.675
x y d. s.	803 ± 774	96 ± 119	2.006 ± 620
SN Mar 2010	5	12	113
SN Sep 2010	7	115	178
Prom y d. s.	6 ± 1	63 ± 73	146 ± 46

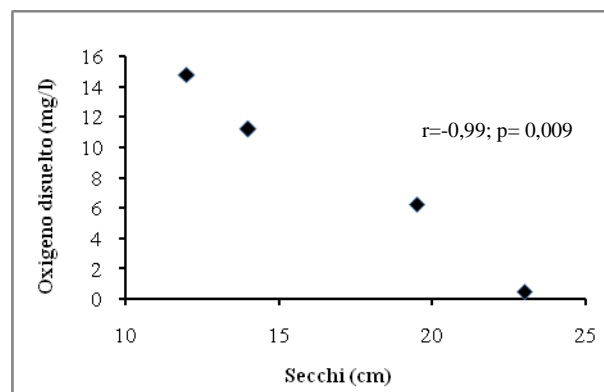


Figura 17. Relación entre el disco de Secchi y el oxígeno disuelto en el arroyo Zapata inferior.

En el arroyo Zapata medio se registró la menor riqueza específica de todos los arroyos estudiados, que varió entre una única y 2 especies (tabla 24), en coincidencia con registros extremos de amonio (tabla 23), expresivos de un importante deterioro de la calidad del agua. La especie *Corydoras*

paleatus representó el 98,9 % de la abundancia total y *Otocinclus arnoldi* el 1,1 %. En términos de biomasa *Corydoras paleatus* acumuló el 99,4 % y *Otocinclus arnoldi* el 0,6 %.

En la tabla 24 se observan los valores de los atributos del ensamble de peces del tramo del arroyo del Zapata inferior. La riqueza específica máxima fue de 11 especies en el primer relevamiento realizado en noviembre de 2009, en coincidencia con la mayor profundidad. En los relevamientos posteriores, en septiembre de 2010 la riqueza específica fue de solo 5 especies en coincidencia con concentraciones extremadamente bajas de oxígeno disuelto (0,5 mg/l, tabla 21) con una abundancia de 77 individuos y una biomasa de 1,28 kg. En el muestreo siguiente la riqueza específica fue de 7, la abundancia se incrementó a 1.585 y la biomasa a 6,44 kg. No obstante los dos índices de diversidad disminuyeron al igual que la equidad que mostró un descenso muy marcado de 0,93 a 0,14 (tabla 23). Esto ocurrió debido a un marcado incremento en la dominancia de la especie *Corydoras paleatus* de 22 individuos a 1.479.

Se registraron 15 especies pertenecientes a 4 órdenes y 10 familias (tabla 25). El orden Characiformes con siete especies (46,7 %), los Siluriformes cinco (33,3 %), los Cyprinodontiformes dos (13,3 %) y los Cypriniformes con una sola especie (6,7 %). Cinco especies acumularon el 97,5 % de la abundancia total: *Corydoras paleatus* (53,1 %), *Cheirodon interruptus* (28,2 %), *Cyphocharax voga* (7,4 %), *Cnesterodon decemmaculatus* (4,6 %) y *Otocinclus arnoldi* (4,2 %). Cinco especies acumularon el 93,7 % de la biomasa: *Corydoras paleatus* (66,9 %), *Prochilodus lineatus* (8,9 %), *Cyphocharax voga* (7,3 %), *Rhamdia quelen* (5,9 %) y *Cheirodon interruptus* (4,7 %).

Tabla 24. Riqueza específica (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de diversidad de Margalef (d), equidad (J') y diversidad de Shannon-Wiener (H') para todos los muestreos realizados en los dos sitios del arroyo Zapata medio (Z2) inferior (Z3) y en el afluente sin nombre (SN).

	S	N	B (kg)	d	J'	H'(log10)
Z2 Dic 2010	2	79	0,25	0,23	0,10	0,03
Z2 Mar 2011	1	10	0,08	0,001	-	0,001
x y d. s.	1,5 ± 0,7	44 ± 49	0,16 ± 0,12	0,11 ± 0,16	-	0,01 ± 0,02
Z3 Nov 2009	11	1184	0,74	1,41	0,45	0,47
Z3 Sep 2010	5	77	1,28	0,92	0,93	0,65
Z3 Dic 2010	7	1585	6,44	0,81	0,14	0,12
Z3 Mar 2011	7	22	0,91	1,94	0,87	0,74
x y d. s.	7,5 ± 2,5	717 ± 788	2,34 ± 2,74	1,27 ± 0,52	0,60 ± 0,37	0,49 ± 0,27
SN Mar 2010	9	881	1,40	1,18	0,60	0,57

Tabla 24. Continuación

SN Sep 2010	12	1204	2,05	1,55	0,43	0,46
Prom. y d. s.	10,5 ± 2	1042 ± 228	1,73 ± 0,46	1,37 ± 0,26	0,51 ± 0,12	0,51 ± 0,08

En la tabla (tabla 24) se observan los valores de los atributos del ensamble en el afluente sin nombre del arroyo Zapata. Tanto la riqueza específica máxima (12) como el promedio resultaron mayores que en los otros dos sitios de la cuenca del arroyo Zapata, en coincidencia con concentraciones de amonio varios órdenes de magnitud menor. Si bien se puede observar que en algunos muestreos los índices de diversidad y la equidad son mayores en el sitio Z3, en este caso la dominancia en el sitio SN esta conformada por otras especies: en el muestreo de marzo de 2010 *Astyanax rutilus* presentó 419 ejemplares y en el muestreo de septiembre de 2010 la captura más numerosa correspondió a ejemplares de *Cheirodon interruptus* con 574 ejemplares.

Se registraron 13 especies pertenecientes a tres órdenes y ocho familias (tabla 25). El orden Characiformes con nueve especies (69,2 %), los Siluriformes con tres especies (23,1 %) y los Cyprinodontiformes con una especie (7,7 %). Cuatro especies acumularon el 96,9 % de la abundancia total: *Cheirodon interruptus* (43,4 %), *Astyanax eigenmanniorun* (27,4 %), *Astyanax rutilus* (24,8 %) y *Oligosarcus oligolepis* (1,3 %). Seis especies acumularon el 90,6 % de la biomasa total: *Hoplias malabaricus* (22,3 %), *Astyanax eigenmanniorum* (16,5 %), *Cheirodon interruptus* (16,1 %), *Astyanax rutilus* (12,6 %), *Oligosarcus oligolepis* (12,1 %) y *Prochilodus lineatus* (11,0 %).

Tabla 25. Lista sistemática, abundancia total (Ab.), promedio de la abundancia relativa porcentual (Prom. Ab. Rel % y biomasa total (B total) de las especies colectadas durante todos los muestreos realizados en los dos sitios del arroyo Zapata, medio (Z2) e inferior (Z3) y en el afluente sin nombre (SN).

	Z2			Z3			SN		
	Ab.	Prom Ab rel %	B total (g)	Ab	Prom. Ab rel %	B total (g)	Ab	Prom Ab rel %	B total (g)
CYPRINIFORMES									
Cyprinidae									
<i>Cyprinus carpio</i>				7	0,1	19			
CHARACIFORMES									
Prochilodontidae									
<i>Prochilodus lineatus</i>				10	2,9	830,5	4	0,2	379,5
Curimatidae									
<i>Cyphocharax voga</i>				213	13,4	686,5	8	0,5	79,5
Characidae									
<i>Pseudocorynopoma doriai</i>							12	0,7	30,0
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>				1	0,01	0,5	464	19,3	571,0
<i>Astyanax rutilus</i>				8	0,2	66,5	420	23,8	433,4
<i>Oligosarcus oligolepis</i>				7	0,1	14,5	22	1,2	418,5
<i>Cheirodon interruptus</i>				809	22,6	438	734	32,9	554,0
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>							1	0,01	2,0
<i>Hoplias malabaricus</i>				1	1,1	96,5	10	0,5	769,5
SILURIFORMES									
Callichthyidae									
<i>Corydoras paleatus</i>	88	99,4	320,5	1.521	34,2	6.270	2	0,1	12,0
Loricariidae									
<i>Otocinclus arnoldi</i>	1	0,6	2,0	120	8,9	169	13	0,7	9,0
<i>Hypostomus commersoni</i>				5	1,6	168,5			
Heptapteridae									
<i>Pimelodella laticeps</i>				20	0,4	15			
<i>Rhamdia quelen</i>				10	2,5	557,0	1	0,01	151,0
CYPRINODONTIFORMES									
Anablepidae									
<i>Jenynsia multidentata</i>				1	0,01	0,5			
Poeciliidae									
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>				132	11,7	37,5	394	20,1	42,0

2.5.3.1 Analisis ANOSIM Y SIMPER del arroyo Zapata medio (Z2) e inferior (Z3) y afluente sin nombre (SN)

En términos de abundancia los ensambles de los diferentes sitios mostraron diferencias significativas (estadístico R 0,613 y nivel de significancia 0,024). Los sitios Z2 y SN muestran las mayores diferencias y luego los sitios Z2 y Z3. No obstante debido al bajo número de muestreos realizados en estos sitios el nivel de significancia de estos pares de comparaciones es elevado (tabla 26). En términos de biomasa también se observaron diferencias entre los tres sitios (estadístico R 0,425 y nivel de significancia 0,081). Se observa el mismo patrón que para la abundancia donde los sitios Z2 y SN muestran las mayores diferencias y luego Z2 y Z3, no obstante como se comentó anteriormente el nivel de significancia es elevado debido al bajo número de replicas (tabla 26). El valor del promedio de la similitud en el análisis SIMPER para los muestreos en el sitio Z2 fue de 64,28 con una sola especie contribuyendo al 100 % de la similitud acumulada, en el sitio Z3 la similitud fue de 38,04 con cinco especies contribuyendo al 95,75 % de la similitud acumulada y en el sitio SN fue de 54,84 con seis especies acumulando el 90,97 % de la similitud acumulada (tabla 27).

Tabla 26. Valores del análisis ANOSIM para abundancia y biomasa del ensamble de peces en los dos sitios del arroyo Zapata medio (Z2) inferior (Z3) y en el afluente sin nombre (SN).

		abundancia		biomasa	
Test global		(Global R)	significancia	(Global R)	significancia
		0,613	0,024	0,425	0,081
Test de los pares		R estadístico	significancia	R estadístico	significancia
	grupos				
	Z2, Z3	0,607	0,133	0,536	0,133
	Z2, SN	1	0,333	1	0,333
	Z3, SN	0,286	0,133	-0,107	0,667

En relación a la abundancia el promedio de la disimilitud entre el sitio Z2 y Z3 fue de 71,43 donde *Cyphocharax voga*, *Otocinclus arnoldi* y *Corydoras paleatus* fueron las especies que más contribuyeron a la disimilitud por su mayor abundancia en el sitio Z3 (tabla 28). La disimilitud entre los sitios Z2 y SN fue de 94,10 donde *Cheirodon interruptus*, *Cnesterodon decemmaculatus* y

Astyanax eigenmanniorum fueron las especies que más contribuyeron a la disimilitud por su mayor abundancia en el sitio SN (tabla 29).

En relación a la biomasa el promedio de la disimilitud entre el sitio Z2 y Z3 fue de 91,74 donde *Corydoras paleatus* y *Cyphocharax voga* fueron las especies que más contribuyeron a la disimilitud por su mayor biomasa en el sitio Z3 (tabla 30). La disimilitud entre Z2 y SN fue de 99,25 donde *Hoplias malabaricus* y *Cheirodon interruptus* fueron las especies que más contribuyeron a la por su mayor biomasa en el sitio SN (tabla 31).

Tabla 27. Valores promedio, contribución porcentual y contribución porcentual acumulada de cada especie para todos los muestreos realizados en en los dos sitios del arroyo Zapata medio (Z2) inferior (Z3) y en el afluente sin nombre (SN).

Z2	promedio similariadad	contrib %	acumulado %
<i>Corydoras paleatus</i>	64,28	100	100
Z3			
<i>Corydoras paleatus</i>	12,32	32,39	32,39
<i>Cyphocharax voga</i>	8,56	22,5	54,9
<i>Otocinclus arnoldi</i>	7,96	20,91	75,81
<i>Cheirodon interruptus</i>	4,52	11,89	87,7
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	3,06	8,04	95,75
SN			
<i>Cheirodon interruptus</i>	18,35	33,47	33,47
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	18,15	33,09	66,57
<i>Hoplias malabaricus</i>	5,81	10,6	77,17
<i>Astyanax rutilus</i>	2,5	4,57	81,74
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	2,5	4,57	86,3
<i>Otocinclus arnoldi</i>	2,5	4,57	90,87

Tabla 28. Valores promedio, contribución porcentual y contribución porcentual acumulada de la disimilitud de la abundancia de cada especie para todos los muestreos realizados en los dos sitios del arroyo Zapata (Z2) y (Z3).

especies	grupo Z2 prom abund	grupo Z3 prom abund	Promedio disimilitud	Contrib%	aumulado%
<i>Cyphocharax voga</i>	0	2,71	11,97	16,76	16,76
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0,35	2,47	10,71	14,99	31,76
<i>Corydoras paleatus</i>	3,38	3,68	10,67	14,94	46,7
<i>Cheirodon interruptus</i>	0	2,52	9,98	13,97	60,67
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	0	1,93	8,43	11,8	72,47
<i>Prochilodus lineatus</i>	0	0,75	4,23	5,92	78,39
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0,9	3,85	5,38	83,78
<i>Hypostomus commersoni</i>	0	0,45	2,64	3,69	87,47
<i>Pimelodella laticeps</i>	0	0,76	2,03	2,84	90,31

Tabla 29. Valores promedio, contribución porcentual y contribución porcentual acumulada de la disimilitud de la abundancia de cada especie para todos los muestreos realizados en los sitios Z2 y SN

especies	grupo Z2 prom abund	grupo SN prom abund	Promedio disimilitud	Contrib%	aumulado%
<i>Cheirodon interruptus</i>	0	5,72	18,48	19,64	19,64
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	0	5,26	16,81	17,86	37,5
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	0	3,07	10,56	11,22	48,72
<i>Astyanax rutilus</i>	0	3,37	10,17	10,81	59,53
<i>Corydoras paleatus</i>	3,38	0,55	8,82	9,38	68,91
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	0	1,89	5,79	6,15	75,06
<i>Hoplias malabaricus</i>	0	1,78	5,74	6,1	81,16
<i>Pseudocorynopoma doriai</i>	0	1,59	4,89	5,19	86,35
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0,35	1,63	3,94	4,19	90,54

Tabla 30. Valores promedio, contribución porcentual y contribución porcentual acumulada de la disimilitud de la biomasa cada especie para todos los muestreos realizados en los sitios Z2 y Z3 del

especies	grupo Z2 prom biomasa	grupo Z3 prom biomasa	Promedio disimilitud	Contrib%	aumulado%
<i>Corydoras paleatus</i>	0,15	0,52	27,87	30,38	30,38
<i>Cyphocharax voga</i>	0	0,16	15,29	16,66	47,04
<i>Prochilodus lineatus</i>	0	0,16	12,46	13,58	60,63
<i>Rhamdia quelen</i>	0	0,11	12,28	13,38	74,01

Tabla 31. Valores promedio, contribución porcentual y contribución porcentual acumulada de la disimilitud de la biomasa cada especie para todos los muestreos realizados en los sitios SN y Z2.

especies	grupo SN prom biomasa	grupo Z2 prom biomasa	Promedio disimilitud	Contrib%	aumulado%
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,29	0	16,38	16,5	16,5
<i>Cheirodon interruptus</i>	0,23	0	13,9	14,01	30,51
<i>Astyanax rutilus</i>	0,18	0	13,26	13,36	43,86
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	0,18	0	12,9	13	56,86
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	0,23	0	12,62	12,72	69,58

2.5.4 Caracterización del ensamble de peces del arroyo El Pescado y sus relaciones con los parámetros limnológicos.

2.5.4.1 El Pescado superior (P1)

La profundidad osciló entre 0,3 y 1,2 m (tabla 32) con escasa cobertura de vegetación riparia (0-15%). Las variables limnológicas determinadas muestran similitud con las medidas en las nacientes de los arroyos con bajo grado de disturbio (arroyos Buñirigo y afluente del Zapata) y sugieren, tomadas en conjunto, una caracterización regional: comparativamente baja conductividad (190-450 $\mu\text{S}/\text{cm}$), pH en torno a la neutralidad (6,8-7,8) y elevadas concentraciones de oxígeno disuelto, que esporádicamente muestran valores menores (3,8-9 mg/l), el agua es turbia (registro del disco de Secchi de 3-26 cm) y el contenido de sólidos suspendidos elevado (48-2.531 mg/l). Comparativamente bajas concentraciones de nitrógeno inorgánico (9-255 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{l}$, 5- 428 $\mu\text{g NNO}_3/\text{l}$) y elevadas de PRS (360-931 $\mu\text{g P/l}$) (tabla 33). Se observó un incremento muy marcado en

la concentración sólidos suspendidos en la última campaña sugiriendo mayor resuspensión de sedimentos de fondo durante los estiajes. El oxígeno disuelto se correlacionó de forma negativa con la concentración de amonio ($r=-0,97$; $p= 0,006$) sugiriendo un importante efecto sobre la nitrificación (Fig. 18).

Tabla 32. Variables limnológicas determinadas en el arroyo El Pescado superior (P1).

	Prof (cm)	ancho sección (m)	Temp. (°C)	pH	O₂ (mg/l)	Conductiv. (μS/cm)	Secchi (cm)	Sólidos susp. (mg/l)
Mar 2009	80	15	27	7,4	8,5	260	25	48
Nov 2009	103	19	25	7,3	9	190	10	41
Sep 2010	117	23	19	6,8	8,75	260	8	112
Dic 2010	92	19	29,2	7,8	4,9	440	6	225
Mar 2011	29	11	28,8	7,2	3,8	450	2	2.531
Prom. y d. s	84 ± 34	17 ± 5	26 ± 4	7,3 ± 0,4	7,0 ± 2,4	320 ± 118	10 ± 9	591 ± 1.087

Tabla 33. Concentración de amonio (N-NH₄⁺), nitrato (N-NO₃⁻) y fosforo reactivo soluble (PRS) en el arroyo El Pescado superior (P1).

	N-NH₄⁺ μg l⁻¹	N-NO₃⁻ μg l⁻¹	PRS μg l⁻¹
Mar 2009	9	67	882
Nov 2009	28	5	931
Sep 2010	73	286	360
Dic 2010	219	428	670
Mar 2011	255	100	535
Prom. y d. s	117 ± 113	177 ± 175	676 ± 238

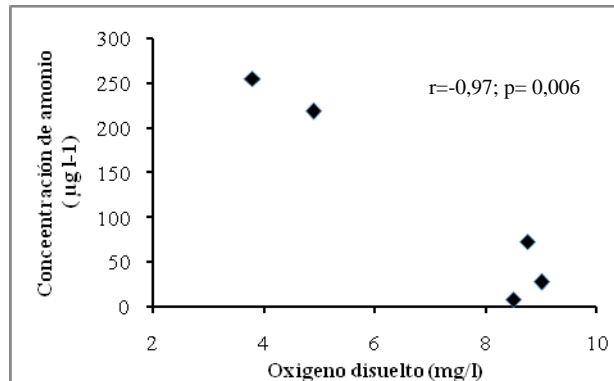


Figura 18. Relación entre el oxígeno disuelto y la concentración de amonio en el sitio P1.

En la primera campaña realizada en enero de 2009 el cauce estaba seco debido a la sequía que registró la región desde mediados de 2008. En el muestreo de marzo de 2009 la riqueza específica fue de 14 y los índices de diversidad registraron los valores más elevados de todos los relevamientos realizados en este sitio. En la campaña siguiente, en junio de 2009, el cauce estuvo nuevamente seco. En el muestreo posterior, en noviembre de 2009, se registró el valor máximo de riqueza (16) y la mayor abundancia, con 1.807 individuos mostrando un rápido repoblamiento. En los muestreos siguientes los valores de riqueza fueron homogéneos (tabla 34). De la misma forma que en las nacientes del arroyo Buñirigo en la última campaña realizada se observa una riqueza específica elevada asociada a una profundidad muy baja y a una concentración de sólidos suspendidos elevada 2.531 mg/l (tabla 32).

La biomasa se correlacionó de forma positiva con los sólidos suspendidos ($r= 0,94$; $p= 0,018$) (Fig 19).

Se registraron 26 especies pertenecientes a cinco órdenes y 13 familias (tabla 35). El orden Characiformes presentó 16 especies (61,5 %), luego los Siluriformes con 7 (26,9 %) y los Cypriniformes, los Cyprinodontiformes y los Perciformes con una especie (3,8 %). Seis especies acumularon el 92,1 % de la abundancia total: *Cheirodon interruptus* (42,9 %), *Corydoras paleatus* (37,9 %), *Astyanax rutilus* (5,5 %), *Cyphocharax voga* (2,7 %) *Pseudocorynopoma doriai* (1,8 %) y *Charax stenopterus* (1,3 %). Siete especies acumularon el 82,4 % de la biomasa total: *Cyprinus carpio* (23,4 %), *Corydoras paleatus* (22,6 %), *Cyphocharax voga* (11,6 %), *Astyanax rutilus* (7,6 %), *Loricariichthys anus* (6,4 %), *Cheirodon interruptus* (5,5 %) y *Hoplias malabaricus* (5,3 %)

Tabla 34. Riqueza específica (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de diversidad de Margalef (d), equidad (J') y diversidad de Shannon-Wiener (H') para todos los muestreos en El Pescado superior (P1).

	S	N	B (kg)	d	J'	H'(log10)
Mar 2009	14	196	1,56	2,46	0,62	0,71
Nov 2009	16	1807	1,93	2,00	0,44	0,53
Sep 2010	13	975	3,46	1,74	0,16	0,18
Dic 2010	12	487	3,66	1,78	0,43	0,47
Mar 2011	15	452	7,36	2,29	0,40	0,47
Prom y d. s	14,0 ± 1,6	783,4 ± 637,8	3,59 ± 2,30	2,06 ± 0,32	0,41 ± 0,16	0,47 ± 0,19

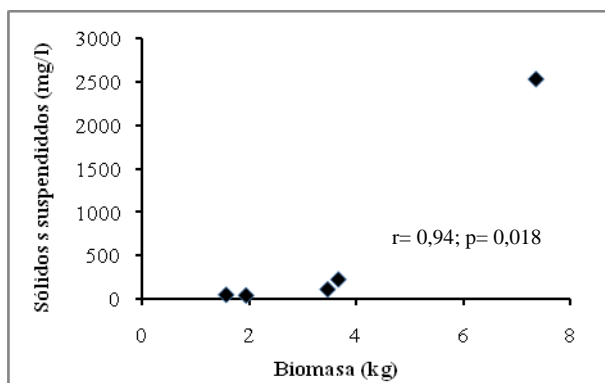


Figura 19. Relación entre la biomasa y los sólidos suspendidos en el arroyo El Pescado superior P1.

Tabla 35. Continuación

<i>Hoplias malabaricus</i>	3	0,1	945,5	16	0,4	2167	2	0,10	100,5
SILURIFORMES									
Callichthyidae									
<i>Corydoras paleatus</i>	1483	35,8	4.062	302	2,7	1.153	154	7,07	628,5
Loricariidae									
<i>Otocinclus arnoldi</i>	33	1,2	44,0	271	3,5	208,5	76	0,41	86
<i>Loricariichthys anus</i>	11	0,5	1.148	49	1,0	1.557	11	0,91	1.579
<i>Hypostomus commersoni</i>				17	0,2	5.554	8	0,31	2.944
Pimelodidae									
<i>Pimelodus maculatus</i>	11	0,4	496,5	29	1,7	1207	270	3,58	2.518
<i>Pimelodus albicans</i>				2	0,1	215	4	0,15	267
<i>Iheringichthys labrosus</i>							205	4,34	1.376
<i>Parapimelodus valenciennis</i>				4	0,2	55	12.695	40,11	15.375
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>							1	0,06	280
Pseudopimelodidae									
<i>Microglanis cottoides</i>				12	0,01	36	1	0,001	1,5
Heptapteridae									
<i>Pimelodella laticeps</i>	26	2,4	22,5	390	6,7	1094	25	1,10	50,8
<i>Rhamdia quelen</i>	5	0,1	412,5	2	0,01	56	1	0,10	703
Aspredinidae									
<i>Bunocephalus iheringii</i>	11	0,3	3,5	2	0,1	1			
<i>Bunocephalus doriae</i>				1	0,1	2	1	0,04	22,5
Auchenipteridae									
<i>Auchenipterus nuchalis</i>							1	0,02	26,0
ATHERINIFORMES									
Atherinidae									
<i>Odontesthes bonariensis</i>							11	0,07	9
CYPRINODONTIFORMES									
Anablepidae									
<i>Jenynsia multidentata</i>				117	1,0	93,5	15	0,48	27
Poeciliidae									
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	24	1,8	9,5	86	2,6	22	20	1,31	6
SYNBRANCHIFORMES									
Synbranchidae									
<i>Synbranchus marmoratus</i>				3	0,1	527,0	1	0,07	184
PERCIFORMES									
Sciaenidae									
<i>Pachyurus bonariensis</i>							64	1,28	162,5
<i>Plagioscion ternetzi</i>							15	0,31	40
Cichlidae									
<i>Australoheros facetus</i>				1	0,01	8,5			
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>	1	0,01	3,5	6	0,2	41	9	0,52	14,5
<i>Crenicichla scotti</i>							1	0,10	86

2.5.4.2 El Pescado medio (P2)

En El Pescado medio se mantienen las características observadas en El Pescado superior con la diferencia de registrarse intervalos más extendidos hacia los máximos de variación en la conductividad (318-5.245 $\mu\text{S/cm}$), pH (6,9-9) y oxígeno disuelto (8-13 mg/l) (tabla 36), mientras que las concentraciones de nutrientes (tabla 36) presentaron rangos muy similares a los anteriores (5-78 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{l}$ 5-266 $\mu\text{g N-NO}_3/\text{l}$ y 246-1.408 $\mu\text{g PRS/l}$). El agua fue turbia (Secchi: 6-57 cm) y el contenido de sólidos suspendidos elevado (2,9–286 mg/l).

Tabla 36. Variables limnológicas determinadas en arroyo El Pescado medio (P2).

	Prof (cm)	ancho sección (m)	Temp. (°C)	pH	O₂ (mg/l)	Conductiv. ($\mu\text{S/cm}$)	Secchi (cm)	Sólidos susp. (mg/l)
Ene 2009	33	4	27	8,8	9	5.245	8	-
Mar 2009	58	10	28	8,5	9	842	9	285
Jun 2009	50	9	12	7,2	13	1.700	8	-
Nov 2009	80	11	24	7,7	8	563	15	71
Jun 2010	117	12	8	6,9	11,5	318	57	3
Dic 2010	78	9	29	8,9	12	1475	6	207
Mar 2011	47	9	31	9	8,5	3.480	6	279
Prom y d. s	66 \pm 28	9 \pm 2	22 \pm 9	8,1 \pm 0,9	10,1 \pm 2,0	1.946 \pm 1.793	16 \pm 18	169 \pm 127

Tabla 37. Concentración de amonio (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-) y fósforo reactivo soluble (PRS) en el arroyo El Pescado medio (P2).

	N-NH₄⁺ $\mu\text{g l}^{-1}$	N-NO₃⁻ $\mu\text{g l}^{-1}$	PRS $\mu\text{g l}^{-1}$
Ene 2009	-	-	-
Mar 2009	5	266	678
Jun 2009	-	-	-
Nov 2009	25	5,0	853
Jun 2010	4	89	246
Dic 2010	29	57	788
Mar 2011	78	9	1.409
Prom y d. s	28 \pm 30	85 \pm 107	795 \pm 417

En este sitio el cauce no llegó a secarse durante el periodo de estudio. La riqueza específica registró un valor mínimo de 2 especies en junio de 2010 donde sólo se capturaron ejemplares de *Prochilodus lineatus* (70) y *Corydoras paleatus* (1). Las capturas más numerosas correspondieron a ejemplares de *Cheirodon interruptus* con 1.879 y en segundo lugar a *Bryconamericus iheringii* con 934 individuos, mientras que la mayor biomasa corresponde a 5 ejemplares de *Cyprinus carpio* que acumularon 12,5 kg. En el muestreo de diciembre de 2010 la biomasa también fue elevada, no obstante, en este caso se debió a la captura de 236 ejemplares juveniles de *Prochilodus lineatus* que acumularon 16 kg (tabla 38).

La profundidad se correlacionó de forma negativa con los sólidos suspendidos ($r=-0,91$; $p=0,030$), la riqueza específica ($r=-0,92$; $p=0,004$), el índice Margalef ($r=-0,81$; $p= 0,026$), el índice de Shannon-Wiener ($r= -0,91$; $p= 0,005$) (Fig. 20).

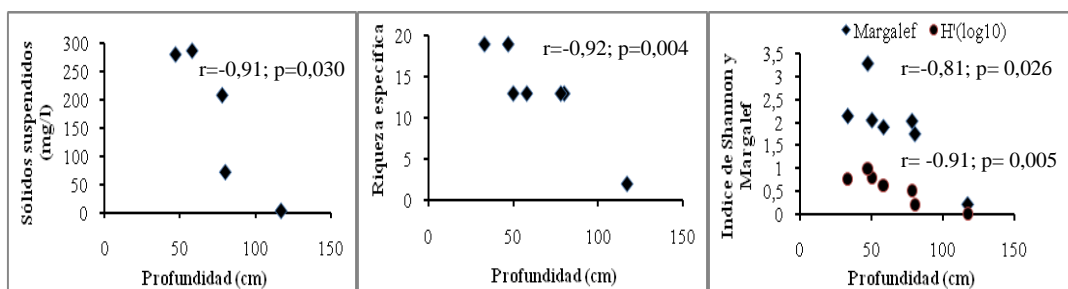


Figura 20. Relación entre la profundidad y los sólidos suspendidos, la riqueza específica y los índices de Shannon-Wiener y Margalef en el arroyo El Pescado medio.

Se registraron 33 especies pertenecientes a seis órdenes y 16 familias (tabla 35). El orden Characiformes con 15 especies (45,5 %), luego los Siluriformes con 12 (36,4 %), los Cyprinodontiformes y Perciformes con dos (6,1 %) y los Cypiriniiformes y Synbranchiformes con una especie cada uno (3,0 %). Siete especies acumularon el 88,6 % de la abundancia total: *Cheirodon interruptus* (44,2 %), *Bryconamericus iheringi* (20,2 %), *Pimelodella laticeps* (5,8 %), *Prochilodus lineatus* (5,3 %), *Corydoras paletus* (4,5 %) *Pseudocorynopoma doriai* (4,3 %), *Astyanax eigenmanniorun* (4,3 %). Seis especies acumularon el 83,3 % de la biomasa total: *Prochilodus lineatus* (41,3 %), *Cyprinus carpio* (23,7 %), *Hypostomus commersoni* (9,5 %), *Hoplias malabaricus* (3,7 %), *Loricariichthys anus* (2,7 %) y *Cheirodon interruptus* (2,4 %).

Tabla 38. Valores de riqueza específica (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de diversidad de Margalef (d), equidad (J') y diversidad de Shannon-Wiener (H') para todos los muestreos realizados en El Pescado medio (P2).

	S	N	B (kg)	d	J'	H'(log10)
Ene 2009	19	4.272	21,42	2,15	0,60	0,77
Mar 2009	13	544	1,47	1,91	0,57	0,64
Jun 2009	13	335	1,50	2,06	0,72	0,80
Nov 2009	13	921	1,71	1,76	0,20	0,22
Jun 2010	2	71	4,23	0,23	0,11	0,03
Dic 2010	13	364	17,16	2,04	0,47	0,52
Mar 2011	19	238	11,09	3,29	0,77	0,99
Prom. y d. s	13,1 ± 5,7	963,5 ± 1483,3	8,37 ± 8,28	1,92 ± 0,90	0,49 ± 0,25	0,57 ± 0,34

2.5.4.3 El Pescado inferior (P3)

Las variables limnológicas determinadas en este sitio no difieren de los tramos medio y superior, manteniendo las características antes mencionadas (tabla 39). Se trata de un ambiente somero (profundidad: 0,77–1, 1 m), de aguas turbias (Secchi: 7-19 cm), bien oxigenadas (8,7 y 15 mg/l), comparativamente bajas concentraciones de nitrógeno inorgánico (5-232 $\mu\text{g N-NH}_4/\text{l}$, y 5–104 $\mu\text{g N-NO}_3/\text{l}$) y elevadas de PRS (271-721 $\mu\text{g /l}$) (tabla 40).

Tabla 39. Variables limnológicas determinadas en el arroyo El Pescado inferior (P3).

	Prof (cm)	ancho sección (m)	Temp. (°C)	pH	O2 (mg/l)	Conductiv. ($\mu\text{S/cm}$)	Secchi (cm)	Sólidos susp. (mg/l)
Ene 2009	77	14,5	29	9,3	15	5.060	19	-
Mar 2009	85	16	28	8,46	10	974	16	107
Jun 2009	95	17	12	7,55	15	2.240	19	-
Dic 2009	105	18	27	7,61	8,7	440	16	99
Dic 2010	95	18	30	8,65	9,5	5.155	9	120
Mar 2011	95	18	22	8,1	15	5.195	7	204
Prom. y d. s	92 ± 10	17 ± 1	25 ± 7	8,3 ± 0,7	12,2 ± 3,1	3.177 ± 2.225	14 ± 5	133 ± 48

Tabla 40. Concentración de amonio (N-NH₄⁺), nitrato (N-NO₃⁻) y fosforo reactivo soluble (PRS) en el arroyo El Pescado inferior (P3).

	N-NH ₄ ⁺ µg l ⁻¹	N-NO ₃ ⁻ µg l ⁻¹	PRS µg l ⁻¹
Ene 2009	-	-	-
Mar 2009	5,0	103	543
Jun 2009	-	-	-
Dic 2009	63	5	268
Dic 2010	232	33	721
Mar 2011	29	6	271
Prom. y d. s	82 ± 103	37 ± 46	451 ± 221

En este sitio la riqueza específica y la abundancia mostraron el valor máximo registrado durante el presente trabajo (32 especies y 13.670 individuos respectivamente, tabla 41) en enero de 2009, coincidente con la profundidad mínima determinada. No obstante la equidad y el índice de Shannon-Wiener correspondientes a esos valores fueron bajos 0,16 y 0,25 respectivamente. Esto se relaciona con la captura de un cardumen de ejemplares juveniles de porteño *Parapimelodus Valenciennis* con una abundancia de 11.930 individuos. La elevada riqueza específica de este muestreo se relaciona con el ingreso al arroyo de especies que habitan en el Rio de La Plata (*Schizodon platae*, *Leporinus obtusidens*, *Apareiodon affinis*, *Astyanax abramis*, *Astyanax asuncionensis*, *Iheringichthys labrosus*, *Odontesthes bonariensis*, *Pachyurus bonariensis*, *Raphiodon vulpinus*, *Salminus brasiliensis*). En los muestreos siguientes los valores de riqueza específica fueron bastante homogéneos registrando el valor mínimo (12) en marzo de 2011 en el último muestreo, coincidente con la mayor biomasa registrada 24 kg. Las mayores capturas correspondieron en primer lugar a 99 ejemplares juveniles de sábalo *Prochilodus lineatus* que acumularon 19 kg y 389 ejemplares juveniles de porteño *Parapimelodus Valenciennis* que acumularon 2 kg.

La profundidad se correlacionó de forma positiva con la equidad ($r= 0,87$; $p= 0,023$) y el índice de Shannon-Wiener ($r= 0,8$; $p= 0,027$). La conductividad se correlacionó de forma positiva con la biomasa ($r= 0,95$; $p= 0,003$) (Fig. 21).

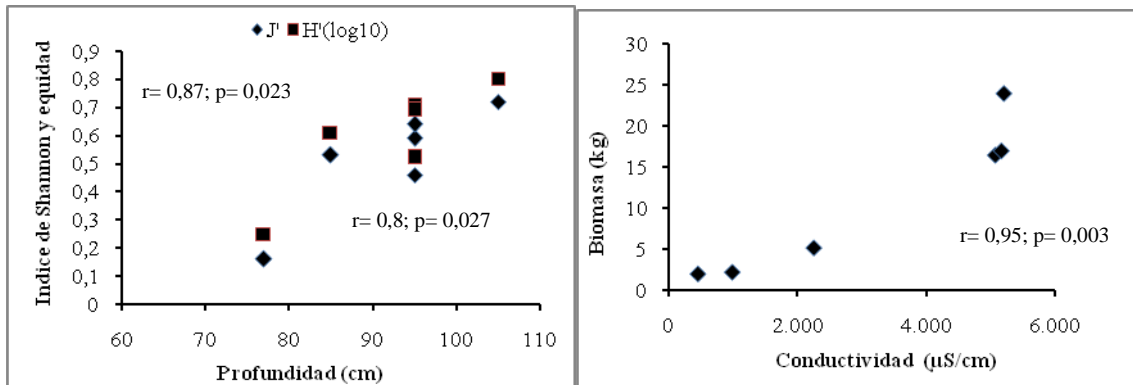


Figura 21. Relación entre la profundidad y el índice de Shannon-Wiener y la equidad y entre la conductividad y la biomasa.

Se registraron 43 especies pertenecientes a siete órdenes y 20 familias (tabla 35). El orden Characiformes con 21 especies (48,8 %), luego los Siluriformes con 13 (30,2 %), los Perciformes con cuatro (9,3 %), los Cyprinodontiformes con dos (4,7 %), y los Clupeiformes, Atheriniformes y Symbranchiformes con una especie cada uno (2,3 %). Siete especies acumularon el 95,9 % de la abundancia total: *Parapimelodus valenciennis* (81,4 %), *Astyanax rutilus* (7,5 %), *Pimelodus maculatus* (1,7 %), *Bryconamericus iheringii* (1,4 %), *Cheirodon interruptus* (1,4 %), *Iheringichthys labrosus* (1,3 %) y *Prochilodus lineatus* (1,2 %). Ocho especies acumularon el 91,9 % de la biomasa total: *Prochilodus lineatus* (48,2 %), *Parapimelodus valenciennis* (23,1 %), *Astyanax rutilus* (5,2 %), *Hypostomus commersoni* (4,4 %), *Pimelodus maculatus* (3,8 %), *Cyphocharax voga* (2,8 %), *Loricariichthys anus* (2,4 %), *Iheringichthys labrosus* (2,1 %).

Tabla 41. Valores de riqueza específica (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de diversidad de Margalef (d), equidad (J') y diversidad de Shannon-Wiener (H') para todos los muestreos realizados en El Pescado inferior (P3).

	S	N	B (kg)	d	J'	H'(log10)
Ene 2009	32	13.670	16,44	3,26	0,16	0,25
Mar 2009	14	412	2,15	2,16	0,53	0,61
Jun 2009	13	167	5,12	2,35	0,46	0,52
Dic 2009	13	244	1,94	2,18	0,72	0,80
Dic 2010	16	299	16,97	2,63	0,59	0,71
Mar 2011	12	808	23,97	1,64	0,64	0,69
x y d. s	16,7 ± 7,6	2600 ± 5428	11,10 ± 9,26	2,37 ± 0,54	0,52 ± 0,19	0,60 ± 0,20

2.5.4.4 Análisis ANOSIM Y SIMPER del ensamble de peces del arroyo El Pescado.

En términos de abundancia de las especies de los ensambles de los diferentes sitios se observó que los ensambles presentan diferencias poco marcadas (estadístico R 0,207 y nivel de significancia 0,01) siendo los muestreos de los sitios P1 y P3 los que presentan mayores diferencias (estadístico R 0,392 y nivel de significancia 0,03). En términos de biomasa no se observaron diferencias (estadístico R 0,067 y nivel de significancia 0,225) (tabla 42).

El valor del promedio de la similitud en el análisis SIMPER para los muestreos en el sitio P1 fue de 48,08 con diez especies contribuyendo al 90,30 % de la similitud acumulada, en el sitio P2 el valor promedio de la similitud fue de 36,54 con diez especies contribuyendo al 90,96 % de la similitud acumulada y en el sitio P3 el valor promedio de la similitud fue de 37,42 con 12 especies contribuyendo al 91,42 % de la similitud acumulada (tabla 43).

En relación a la abundancia el promedio de la disimilitud entre el sitio P1 y P3 fue de 67,72 donde *Parapimelodus valenciennis*, *Bryconamericus iheringii*, *Pimelodus maculatus* y *Iheringichthys labrosus* fueron las especies que más contribuyeron a la disimilitud por su mayor abundancia en el sitio P3 mientras que *Corydoras paleatus* y *Cheirodon interruptus* fueron las especies que más contribuyeron por su abundancia en el sitio P1 (tabla 44).

Tabla 42. Valores del análisis ANOSIM para abundancia y biomasa de los tres sitios del ensamble de peces del arroyo El Pescado

		abundancia		biomasa	
Test global		(Global R)	significancia	(Global R)	significancia
		0,207	0,01	0,067	0,225
Test de los pares		Grupos	R estadístico	significancia	R estadístico
		P1, P2	0,11	0,189	0,062
		P1, P3	0,392	0,03	0,115
		P2, P3	0,153	0,106	0,037

Tabla 43. Valores promedio, contribución porcentual y contribución porcentual acumulada de cada especie para todos los muestreos realizados en los tres sitios del arroyo El Pescado.

P1	promedio		
	similariadad	contrib %	acumulado %
<i>Cheirodon interruptus</i>	9,04	18,79	18,79
<i>Corydoras paleatus</i>	9,03	18,77	37,57
<i>Cyphocharax voga</i>	6,43	13,38	50,95
<i>Astyanax rutilus</i>	6,02	12,53	63,48
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	3,52	7,32	70,8
<i>Otocinclus arnoldi</i>	3,22	6,69	77,49
<i>Pseudocorynopoma doriai</i>	2,03	4,21	81,71
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	1,67	3,47	85,17
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	1,45	3,03	88,2
<i>Bunocephalus iheringii</i>	1,01	2,1	90,3
P2			
<i>Cheirodon interruptus</i>	8,15	22,31	22,31
<i>Bryconamericus iheringii</i>	4,87	13,32	35,63
<i>Corydoras paleatus</i>	4,52	12,36	47,99
<i>Pimelodella laticeps</i>	4,07	11,14	59,13
<i>Astyanax rutilus</i>	3,16	8,64	67,77
<i>Prochilodus lineatus</i>	2,8	7,67	75,44
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	1,98	5,43	80,88
<i>Otocinclus arnoldi</i>	1,92	5,26	86,14
<i>Loricariichthys anus</i>	0,94	2,56	88,7
<i>Jenynsia multidentata</i>	0,83	2,26	90,96

Tabla 43. Continuación

P3			
<i>Bryconamericus iheringii</i>	6,35	16,98	16,98
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	5,69	15,22	32,2
<i>Astyanax rutilus</i>	4,44	11,87	44,07
<i>Pimelodus maculatus</i>	3,67	9,82	53,88
<i>Cheirodon interruptus</i>	3,22	8,61	62,49
<i>Cyphocharax voga</i>	2,86	7,64	70,13
<i>Iheringichthys labrosus</i>	2,39	6,39	76,52
<i>Corydoras paleatus</i>	2,14	5,71	82,22
<i>Prochilodus lineatus</i>	1,37	3,65	85,88
<i>Loricariichthys anus</i>	0,77	2,06	87,94
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0,66	1,76	89,7
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>	0,64	1,72	91,42

Tabla 44. Valores promedio, contribución porcentual y contribución porcentual acumulada de la disimilitud de la abundancia cada especie para todos los muestreos realizados en los sitios P1 y P3 del arroyo El Pescado.

especies	grupo P1 prom abund	grupo P3 prom abund	Promedio disimilitud	Contrib%	aumulado%
<i>Parapimelodus valenciennis</i>	0	4,41	5,94	8,77	8,77
<i>Corydoras paleatus</i>	4,33	2,06	4,91	7,25	16,01
<i>Cheirodon interruptus</i>	4,33	2,28	4,03	5,95	21,96
<i>Bryconamericus iheringii</i>	0,9	3,02	3,65	5,39	27,35
<i>Pimelodus maculatus</i>	0,68	2,63	3,09	4,56	31,91
<i>Iheringichthys labrosus</i>	0	2,18	3,04	4,5	36,41
<i>Astyanax rutilus</i>	2,88	3,03	2,95	4,36	40,77
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	1,85	0,67	2,91	4,29	45,06
<i>Prochilodus lineatus</i>	0,9	1,86	2,9	4,28	49,34
<i>Pseudocorynopoma doriai</i>	1,76	0,27	2,55	3,77	53,11
<i>Cyphocharax voga</i>	2,71	1,62	2,37	3,5	56,61
<i>Otocinclus arnoldi</i>	1,64	1,17	2,13	3,14	59,75
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	1,24	0,44	2,04	3,01	62,76

2.4.4.5 Relación entre el número de especies de río y la distancia al Río de la Plata en el arroyo El Pescado.

La regresión entre el valor medio del número de especies de río capturadas en cada muestreo en cada sitio, en relación a la distancia al Río de la Plata mostró un valor comparativamente más bajo que en el arroyo Buñirigo y no fue estadísticamente significativa ($R = 0,809$; $p = 0,400$). El sitio más cercano al Río de la Plata (P3) presentó un valor comparativamente elevado de especies de río respecto del sitio P2 (tabla 45).

Tabla 44. Distancia a el Río de la Plata, valores medios y desvío estandar del número de especies de río de para todos los muestreos realizados en los tres sitios del arroyo El Pescado

sitio	dist al río (km)	Valor medio esp. de río	desv. est.
P1	32,6	1,00	0,63
P2	14,9	2,00	2,28
P3	8,7	6,67	3,98

2.5.5 Caracterización del ensamble de peces del arroyo Rodríguez y sus relaciones con los parámetros limnológicos.

2.5.5.1 Rodríguez superior (R1)

La cuenca superior del arroyo Rodríguez es en un ambiente somero (profundidad: 24-27 cm) y parcialmente cubierto de vegetación acuática, cuya cobertura representó entre 15 y 80 % de la superficie. El agua fue turbia (Secchi: 15-20 cm) aun cuando los sólidos suspendidos resultaron comparativamente bajos (32,7 - 47,2 mg). El pH fue levemente alcalino ($pH = 7,4 - 7,7$) y la conductividad varió en un rango similar al de los demás arroyos estudiados (904 y 1240 $\mu S/cm$). En dos muestreos la concentración de oxígeno disuelto resultó cercana a la anoxia (0,3 - 0,4 mg/l) (tabla 46), síntoma de contaminación severa. En coincidencia con las menores concentraciones de oxígeno disuelto se registraron concentraciones extremas de amonio (7,8-15 mg N-NH₄/l) simultáneamente con bajas concentraciones de nitratos (45 y 884 μg N-NO₃/l) (tabla 46). Las

elevadas concentraciones de amonio resultan del aporte contaminante y las bajas de nitrato de la inhibición del proceso de nitrificación por los bajos niveles de oxígeno disuelto en el agua y las pérdidas por desnitrificación en la interfase agua-sedimento. Las concentraciones de PRS son las mayores de los arroyos estudiados en el presente trabajo (2,43 y 5,33 mg/l). La concentración de nitrato se correlacionó de forma positiva con la cantidad de precipitaciones ($r= 0,99$; $p= 0,010$) sugiriendo un aporte difuso de la cuenca que ingresa al cauce con la escorrentía superficial.

Tabla 46. Variables limnológicas determinadas en el arroyo Rodriguez superior (R1).

	Prof (cm)	ancho sección (m)	Temp. (°C)	pH	O₂ (mg/l)	Conductiv. (μS/cm)	Secchi (cm)	Sólidos susp. (mg/l)
Jun 2009	27	10	8,8	7,7	6,3	1.240	20	-
Nov 2009	25	9	24	7,4	0,3	904	14,5	47
Dic 2010	24	7	24	7,5	0,4	999	16	33
Mar 2011	25	7	23	7,6	4	1.055	17	33
Prom. y d. s	25 ± 1	8 ± 1	20 ± 7	7,6 ± 0,1	2,8 ± 2,9	1.049 ± 141	17 ± 2	38 ± 8

Tabla 47. Concentración de amonio (N-NH₄⁺), nitrato (N-NO₃⁻) y fosforo reactivo soluble (PRS) en el arroyo Rodriguez superior (R1).

	N-NH₄⁺ μg l⁻¹	N-NO₃⁻ μg l⁻¹	PRS μg l⁻¹
Jun 2009	-	-	-
Nov 2009	7.822	884	5.333
Dic 2010	15.008	45	4.609
Mar 2011	1.746	276	2.434
Prom. y d. s	8.192 ± 6.639	402 ± 434	4.125 ± 1.509

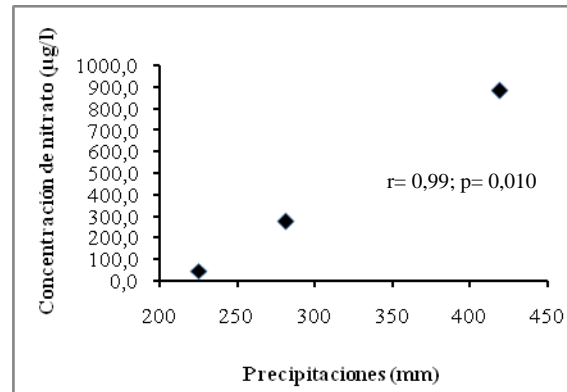


Figura 22. Relación entre las precipitaciones y la concentración de nitrato en el arroyo Rodriguez superior.

La riqueza específica fue baja en todos los muestreos observándose un máximo de cuatro en noviembre de 2009 y un mínimo donde no se produjeron capturas en junio de 2009 (tabla 48). La biomasa también fue baja en todos los relevamientos debido al bajo número de ejemplares y a que todos presentaban pequeño tamaño. Los valores de los atributos del ensamble de este sitio son similares a los registrados en el sitio que presenta mayor grado de disturbio en el arroyo Zapata (sitio Z2).

Se registraron cuatro especies pertenecientes a tres órdenes y cuatro familias (tabla 49). El orden Siluriformes con dos especies 50 % y los Characiformes y Cyprinodontiformes con una especie cada uno 25 % respectivamente. Tres especies acumularon el 96 % de la abundancia: *Corydoras paleatus* (40 %), *Cnesterodon decemmaculatus* (40 %) y *Cheirodon interruptus* (16 %). Dos especies acumularon el 95,1 % de la biomasa: *Corydoras paleatus* (87,8 %) y *Cnesterodon decemmaculatus* (7,3 %).

Tabla 48. Riqueza específica (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de diversidad de Margalef (d), equidad (J') y diversidad de Shannon-Wiener (H') para todos los muestreos realizados en el sitio Rodriguez superior (R1).

	S	N	B (kg)	d	J'	H'(log10)
Jun 2009	0	0	0	-	-	-
Nov 2009	4	12	0,02	1,21	0,93	0,56
Dic 2010	2	7	0,01	0,51	0,99	0,30
Mar 2011	2	6	0,01	0,56	0,92	0,28
Prom. y d. s	2,0 ± 1,6	6,3 ± 4,9	0,01 ± 0,01	0,76 ± 0,39	0,94 ± 0,04	0,38 ± 0,16

Tabla 49. Lista sistemática, abundancia total (Ab.), promedio de la abundancia relativa porcentual (Prom. Ab. Rel % y biomasa total (B total) de las especies colectadas durante todos los muestreos realizados en los tres sitios del arroyo Rodriguez.

	R1			R2			R3		
	Ab.	Prom Ab rel %	B total (g)	Ab	Prom. Ab rel %	B Total (g)	Ab.	Prom Ab rel %	B total (g)
CHARACIFORMES									
Prochilodontidae									
<i>Prochilodus lineatus</i>				57	16,4	4.307	2	4,2	150,0
Curimatidae									
<i>Cyphocharax platanus</i>							1	8,3	13,0
Characidae									
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>				2	0,6	2,5	1	2,1	3
<i>Astyanax rutilus</i>				1	0,3	2,0			
<i>Cheirodon interruptus</i>	4	11,1	1,5	23	8,7	30,0			
SILURIFORMES									
Callichthyidae									
<i>Corydoras paleatus</i>	10	41,3	36,0	28	34,2	68,3			
Loricariidae									
<i>Otocinclus arnoldi</i>				23	18,5	47,5			
Heptapteridae									
<i>Pimelodella laticeps</i>				2	0,6	6,0			
<i>Rhamdia quelen</i>	1	2,8	0,5	5	1,4	410			
CYPRINODONTIFORMES									
Poeciliidae									
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	10	44,8	3,0	34	19,4	5,0	23	85,4	3,5

2.5.5.2 Rodríguez medio (R2)

En su tramo medio el arroyo Rodríguez sigue siendo un ambiente somero (profundidad: 22 -36 cm) con presencia de escasa vegetación riparia (cobertura: 10 - 17 %). La conductividad (641 - 1.834 $\mu\text{S/cm}$) y el pH (6,2 - 8,2) variaron en rangos más amplios que el tramo superior. La transparencia del agua fue mayor (lectura del disco de Secchi: 20 - 25 cm) y los sólidos suspendidos menores (9,2 - 30 mg/l). Las menores concentraciones del rango de variación del oxígeno disuelto (3 mg/l) fueron mayores que las del tramo superior (tabla 50). La concentración de amonio registró un rango de variación más amplio (377 y 16.597 $\mu\text{g/l}$). Las mayores concentraciones de oxígeno permitieron una mayor intensidad de nitrificación, registrando el tramo medio mayores concentraciones de nitrato (2,80 – 3,27 mg N-NO₃/l), resultando en una mayor concentración de nitrógeno inorgánico. Las concentraciones de PRS resultaron también muy elevadas (1,78 y 3,77 mg/l) (tabla 51). La profundidad se correlacionó de forma positiva con la concentración de amonio ($r= 0,99$; $p= 0,002$) y PRS ($r= 0,99$; $p= 0,008$) (Fig. 23) sugiriendo aporte de la cuenca a través de la escorrentía superficial.

Tabla 50. Variables limnológicas determinadas en el arroyo Rodríguez medio (R2).

	Prof (cm)	ancho sección (m)	Temp. (°C)	pH	O2 (mg/l)	Conductiv. ($\mu\text{S/cm}$)	Secchi (cm)	Sólidos susp. (mg/l)
Ene 2009	30	9	22	8,2	3,8	1.834	20,5	-
Abr 2009	30	9	23	7,8	4	1.509	25	19
Jun 2009	22	9	12	6,2	6,7	1.500	20	-
Sep 2010	32	10	14	7,4	9	641	22	30
Dic 2010	36	11	25	7,7	4	950	25	15
Mar 2011	35	10	22	7,3	3	1.530	20	9
Prom. y d. s	31 \pm 5	10 \pm 1	20 \pm 5	7,4 \pm 0,7	5,1 \pm 2,3	1.327 \pm 441	22 \pm 2	18 \pm 8

Tabla 51. Concentración de amonio (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-) y fosforo reactivo soluble (PRS) en el arroyo Rodriguez medio (R2).

	$\text{N-NH}_4^+ \mu\text{g l}^{-1}$	$\text{N-NO}_3^- \mu\text{g l}^{-1}$	PRS $\mu\text{g l}^{-1}$
Ene 2009	-	-	-
Abr 2009	377	2.813	1.784
Jun 2009	-	-	-
Sep 2010	5.000	2.922	2.186
Dic 2010	16.597	2.800	3.771
Mar 2011	14.285	3.279	3.381
Prom. y d. s	9.065 ± 7.659	2.953 ± 224	2.781 ± 820

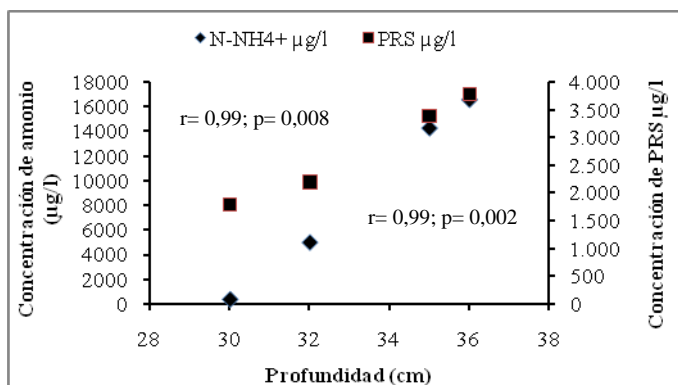


Figura 23. Relación entre la profundidad y la concentración de amonio y PRS.

En este sitio la riqueza específica fue muy baja, solo 2 especies en todos los relevamientos (tabla 52) a excepción del muestreo de septiembre de 2010 que mostró un valor máximo de 8 coincidentemente con la mayor abundancia (60). La biomasa fue baja en todos los relevamientos mostrando un máximo de 4,3 kg en diciembre de 2010 coincidente con el valor más bajo de equidad, debido que se colectaron 57 ejemplares juveniles de sábalo *Prochilodus lineatus* y 1 ejemplar de *Otocinclus arnoldi*.

El índice de Shannon-Wiener y el de Margalef se correlacionaron de forma positiva con la concentración de oxígeno disuelto ($r=0,83$; $p=0,041$) y ($r=0,94$; $p=0,006$) respectivamente (Fig. 24).

Se registraron 9 especies pertenecientes a tres órdenes y 6 familias (tabla 49). El orden Characiformes con cuatro especies (44,4 %), los Siluriformes también con cuatro especies (44,4 %),

y los Cyprinodontiformes con una especie (11,1 %). Cinco especies acumularon el 94,2 % de la abundancia total: *Prochilodus lineatus* (32,6 %), *Cnesterodon decemmaculatus* (19,4 %), *Corydoras paletus* (16,0 %) y *Cheirodon interruptus* y *Otocinclus arnoldi* el (13,1 %) cada una. Dos especies acumularon el 96,7 % de la biomasa total: *Prochilodus lineatus* (88,3 %) y *Rhamdia quelen* (8,4 %).

Tabla 52. Riqueza específica (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de diversidad de Margalef (d), equidad (J') y diversidad de Shannon-Wiener (H') para todos los muestreos realizados en el sitio Rodríguez medio (R2).

	S	N	B (kg)	d	J'	H'(log10)
Ene 2009	2	34	0,05	0,28	0,98	0,29
Abr 2009	2	4	0,02	0,72	0,81	0,24
Jun 2009	2	3	0,01	0,91	0,92	0,28
Sep 2010	8	60	0,48	1,71	0,78	0,70
Dic 2010	2	58	4,31	0,25	0,13	0,04
Mar 2011	2	16	0,01	0,36	0,70	0,21
Prom. y d. s	3,0 ± 2,4	29,2 ± 25,7	0,8 ± 1,7	0,71 ± 0,56	0,72 ± 0,31	0,29 ± 0,22

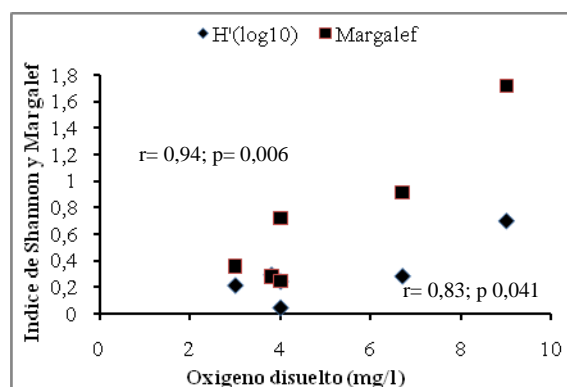


Figura 24. Relación entre el oxígeno disuelto, el índice de Shannon-Wiener y el de Margalef.

2.5.5.3 Rodriguez inferior (R3)

En el tramo inferior el arroyo Rodriguez continúa siendo un ambiente somero (profundidad: 10 - 57 cm) con escasa presencia de vegetación riparia (cobertura máxima: 7%). El agua mostró mayor transparencia y menor contenido de sólidos suspendidos (3,2 y 42,8 mg/l) que en los tramos anteriores, la lectura de disco de Secchi (20 y 47,5 cm) permite inferir que la profundidad del estrato trofogénico alcanza el fondo del arroyo. La conductividad (1.068 - 1.736 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y pH (7,5 - 8,3) fueron similares a las determinadas en el tramo superior y medio (tabla 53). A diferencia de los tramos anteriores no se registraron bajas concentraciones de oxígeno disuelto que varió en el rango 8,5 - 9,4 mg/l. Las concentraciones de amonio (0,684 – 11,111 mg N-NH₄/l), nitrato (2,354 – 5,325 mg N-NO₃/l) y (1,843 – 3,232 mg PRS/l) fueron tan elevadas como las de los tramos superior y medio (tabla 54).

Tabla 53. Variables limnológicas determinadas el arroyo Rodriguez inferior (R3).

	Prof (cm)	ancho sección (m)	Temp. (°C)	pH	O2 (mg/l)	Conductiv. ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Secchi (cm)	Sólidos susp. (mg/l)
Ene 2009	10	15	27	7,8	8,5	1.736	20	-
Abr 2009	45	16	21	7,9	9,1	1.430	23	18
Sep 2009	57	18	18	7,5	7,5	1.068	47	10
Dic 2010	55	18	31	8,3	9,4	1.376	20	43
Mar 2011	48	17	22	8	8,6	1.234	29	3
Prom. y d. s	43 ± 19	17 ± 1	24 ± 5	7,9 ± 0,3	8,6 ± 0,7	1.368 ± 248	28 ± 12	18 ± 17

Tabla 54. Concentración de amonio (N-NH₄⁺), nitrato (N-NO₃⁻) y fosforo reactivo soluble (PRS) en el arroyo Rodriguez inferior (R3).

	N-NH₄⁺ $\mu\text{g l}^{-1}$	N-NO₃⁻ $\mu\text{g l}^{-1}$	PRS $\mu\text{g l}^{-1}$
Ene 2009	-	-	-
Abr 2009	684	3.029	1.890
Sep 2009	6.333	5.325	2.381
Dic 2010	1.350	3.758	1.843
Mar 2011	11.111	2.354	3.232
Prom. y d. s	4.869 ± 4.864	3.616 ± 1.275	2.337 ± 644

Los valores de riqueza y biomasa fueron bajos (tabla 55) similares a los observados en los tramos medio y superior, en coincidencia con los malos indicadores de calidad de aguas: registros extremos de amonio y oxígeno disuelto. Los tres sitios pertenecientes a esta cuenca y el tramo medio del arroyo Zapata (Z2) registraron los valores más bajos de riqueza específica y biomasa de todos los sitios relevados en el presente trabajo. En los dos primeros relevamientos correspondientes a Enero y Abril de 2009 no se produjeron capturas. El valor más elevado de riqueza fue 3 especies coincidente con la mayor abundancia (16).

Se registraron cuatro especies pertenecientes a dos órdenes y cuatro familias (tabla 49). El orden Characiformes presentó tres especies (75 %) y el orden Cyprinodontiformes una sola especie 25 %. Dos especies acumularon el 92,6 % de la abundancia total: *Cnesterodon decemmaculatus* (85,2 %) y *Cyphocharax platanus* (7,4 %). Dos especies acumularon el 96,1 % de la biomasa total: *Prochilodus lineatus* (88,5 %) y *Cyphocharax platanus* (7,6%).

Tabla 55. Valores de riqueza específica (S), abundancia (N), biomasa (B), índice de diversidad de Margalef (d), equidad (J') y diversidad de Shannon-Wiener (H') para todos los muestreos realizados en el sitio Rodriguez inferior (R3).

	S	N	B (kg)	d	J'	H'(log10)
Ene 2009	0	0	0	-	-	-
Abr 2009	0	0	0	-	-	-
Sep 2009	2	4	0,01	0,72	0,81	0,24
Dic 2010	3	16	0,16	0,72	0,55	0,26
Mar 2011	1	7	0,001	-	-	-
Prom. y d. s	1,2 ± 1,3	5,4 ± 6,6	0,03 ± 0,07	0,48 ± 0,42	0,68 ± 0,19	0,17 ± 0,15

2.5.5.4 Análisis ANOSIM Y SIMPER del ensamble de peces del arroyo Rodriguez.

La composición del ensamble en términos de abundancia y de biomasa no muestra diferencias entre los diferentes sitios (estadístico R 0,131 y nivel de significancia 0,199) y (estadístico R 0,056 y nivel de significancia 0,345) respectivamente.

El valor promedio de la similitud en el análisis SIMPER para los muestreos en el sitio R1 fue 73,81 con dos especies contribuyendo al 100 % de la similitud acumulada, en el sitio R2 fue de 25,40 con

dos especies contribuyendo a el 88,38 % de la similitud acumulada y en el sitio R3 fue de 57,71 con una sola especie acumulando el 100 % de la similitud acumulada (tabla 55).

Tabla 56. Valores promedio, contribución porcentual y contribución porcentual acumulada de cada especie para todos los muestreos realizados en los tres sitios del arroyo Rodriguez.

R1	promedio similitud	contrib %	acumulado %
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	38,89	52,69	52,69
<i>Corydoras paleatus</i>	34,93	47,31	100
R2			
<i>Otocinclus arnoldi</i>	11,38	44,79	44,79
<i>Corydoras paleatus</i>	11,07	43,58	88,38
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	1,94	7,62	96,00
R3			
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	57,71	100,00	100,00

2.5.6 Análisis de agrupamiento del ensamble de peces de todos los sitios relevados.

En el análisis de cluster realizado con los datos de abundancias de especies de la Figura 25 se pueden observar dos grandes agrupamientos bien marcados que internamente contienen grupos más pequeños. En el grupo 1 se agrupan mayoritariamente los sitios de las cuencas que presentan mayor impacto antrópico en arroyos con usos del suelo múltiple y urbanización (Zapata y Rodriguez), con la excepción de un muestreo realizado en el arroyo Buñirigo superior (B1) y uno correspondiente a el afluente del Zapata (SN). Dentro de este grupo se pueden observar dos agrupamientos: el grupo A donde se observan todos los relevamientos realizados en el arroyo Rodriguez superior (R1), todos los realizados en arroyo Rodriguez inferior (R3), dos correspondientes al arroyo Rodriguez medio (R2) y uno correspondiente la sitio Zapata inferior Z3. En el grupo B se observan los relevamientos realizados en el arroyo Zapata medio (Z2) con los restantes muestreos de los sitios Rodriguez medio (R2) y Zapata inferior (Z3).

En el grupo 2 se encuentran todos los muestreos realizados en los arroyos Buñirigo, Juan Blanco y El Pescado a excepción de un relevamiento realizado en el Rodriguez medio (R2) y dos que corresponden a la cuenca del arroyo Zapata (SN) y (Z3) respectivamente. En el grupo A se encuentran la mayoría de los relevamientos realizados en los arroyos El Pescado superior (P1) y Pescado medio (P2), tres relevamientos realizados en el arroyo Juan Blanco (J3), dos

correspondientes a El Pescado inferior (P3) y un relevamiento correspondiente a el sitio Buñirigo medio (B2). En el grupo B se varios muestreos correspondientes a el arroyo Buñirigo: dos correspondientes a el Buñirigo superior (B2), cuatro correspondientes al Buñirigo medio (B2) relevamientos correspondientes arroyo Buñirigo medio (B2) y tres muestreos del arroyo Buñirigo inferior, tres relevamientos del arroyo Juan Blanco (J3) y uno correspondiente a El Pescado medio. En el grupo C se observan sólo tres muestreos correspondientes a el arroyo El Pescado inferior (P3) y uno correspondiente a el Buñirigo inferior (B3).

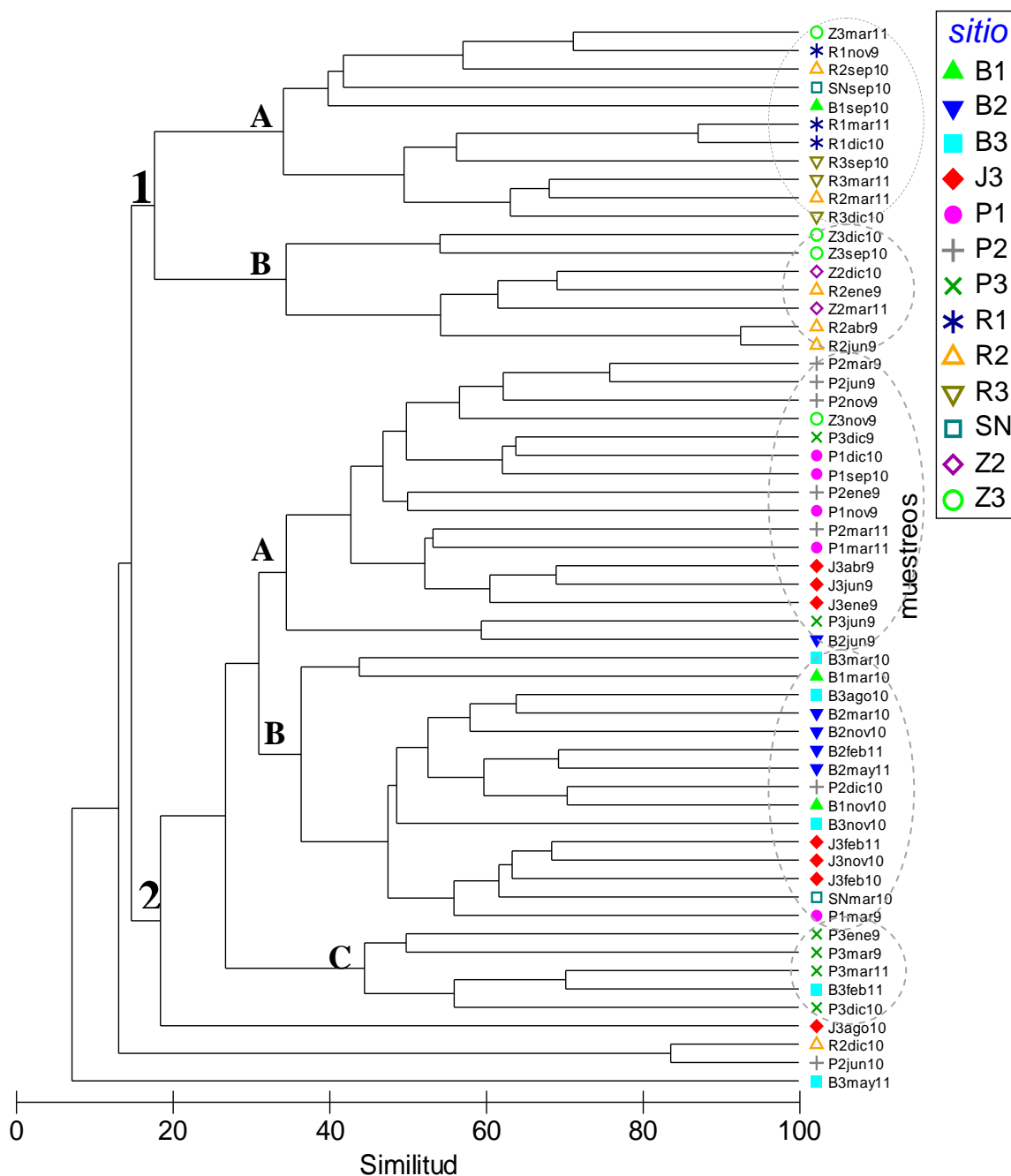


Figura 25. Análisis de cluster para todos los relevamientos realizados en los diferentes sitios de muestreo. B1=Buñirigo superior, B2=Buñirigo medio, B3=Buñirigo inferior, J3=Juan Blanco, P1=El Pescado superior, P2=El Pescado medio, P3=El Pescado inferior, R1=Rodríguez superior, R2=Rodríguez medio, R3=Rodríguez inferior, SN="sin nombre", Z2=Zapata medio, Z3=Zapata inferior.

2.5.7 Análisis ANOSIM y SIMPER entre los sitios de diferentes arroyos.

El resultado global del análisis ANOSIM muestra que existen diferencias significativas (R global 0,446 y nivel de significancia 0,001) en relación a la abundancia entre la composición específica de los ensambles en los diferentes sitios de muestreo. En la tabla 57 se observa el resultado de los test de los pares que mostraron diferencias significativas ordenados de forma decreciente con respecto al Estadístico R. Se puede observar que las mayores diferencias se observan entre los pares constituidos por sitios de cuencas con uso del suelo urbano y usos múltiples (Rodríguez y Zapata) relacionado con la baja riqueza específica que presentan dichos sitios (grupos 1 y 2).

Tabla 57. Resultados de los test de los pares del análisis ANOSIM.

Test de los pares								
Grupo1	Estadístico R	Significancia	Grupo2	Estadístico R	Significancia	Grupo3	Estadístico R	Significancia
B2, R1	1	0,018	B3, R3	0,836	0,018	B1, P3	0,667	0,024
B2, R3	1	0,018	P2, R3	0,778	0,008	P3, SN	0,635	0,036
B2, Z2	1	0,048	B2, Z3	0,706	0,008	B2, P1	0,524	0,008
B3, Z2	1	0,048	B1, P1	0,651	0,018	B3, P1	0,492	0,008
P1, R1	1	0,018	P2, R1	0,651	0,017	B1, P2	0,48	0,025
P1, R3	1	0,018	P3, Z3	0,651	0,01	J3, Z3	0,397	0,024
P3, R3	0,994	0,012	B1, Z3	0,611	0,029	B3, P2	0,381	0,014
P3, R1	0,981	0,012	B3, Z3	0,6	0,016	B2, P3	0,339	0,035
P1, Z2	0,964	0,048	P3, R2	0,596	0,002	B3, P3	0,323	0,011
P3, Z2	0,906	0,036	B2, R2	0,573	0,006	P2, Z3	0,323	0,045
J3, Z2	0,903	0,028	B3, R2	0,531	0,006	B3, J3	0,314	0,01
B3, R1	0,897	0,018	J3, R2	0,526	0,005	J3, P3	0,291	0,024
R3, Z3	0,889	0,029	P1, R2	0,427	0,013			
J3, R1	0,853	0,008	P2, R2	0,341	0,008			
J3, R3	0,841	0,008						

En el grupo tres también se observan diferencias significativas en la composición del ensamble de peces entre pares que no están constituidos por sitios que presentan uso del suelo urbano y usos múltiples. Los valores más elevados se observan en los dos primeros pares conformados por el arroyo Buñirigo superior (B1) y El Pescado inferior (P3) y el segundo por Pescado inferior (P3) y el afluente del Zapata “sin nombre (SN). Estas diferencias están dadas por la mayor contribución de especies de arroyos y de río en el sitio P3 mientras que en los sitios P1 y SN se observa el aporte de especies netamente de arroyo. En las tablas 58 y 59 se puede observar que las especies que

contribuyen a la disimilitud en el sitio P1 son *Cnesterodon decemmaculatus* y *Astyanax eigenmanniorum* mientras que en el sitio SN *Cnesterodon decemmaculatus*, *Astyanax eigenmanniorum* y *Cheirodon interruptus*. En el sitio P3 hay una contribución de tipo mixta con especies de arroyo y río: *Parapimelodus valenciennis*, *Bryconamericus iheringii*, *Astyanax rutilus*, *Prochilodus lineatus*, *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus*.

Tabla 58. Análisis SIMPER del par Buñirigo superior (B1) y El Pescado inferior (P3). Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 78,8	grupo B1	grupo P3		
especies	prom. abund.	prom. abund.	contrib%	acumulado%
<u><i>Parapimelodus valenciennis</i></u>	0	4,41	9,85	9,85
<i>Bryconamericus iheringii</i>	0	3,02	8,08	17,93
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	3,65	0,79	7,51	25,43
<u><i>Prochilodus lineatus</i></u>	1,63	1,86	5,44	30,88
<i>Astyanax rutilus</i>	2,43	3,03	5,31	36,19
<u><i>Iheringichthys labrosus</i></u>	0	2,18	5,07	41,25
<i>Corydoras paleatus</i>	0,23	2,06	4,94	46,2
<u><i>Pimelodus maculatus</i></u>	0,83	2,63	4,87	51,06
<i>Cheirodon interruptus</i>	1,06	2,28	3,98	55,04
<i>Cyphocharax voga</i>	0,65	1,62	3,83	58,87
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	0,46	0,67	2,6	61,48
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	0,77	0,44	2,4	63,88
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0,23	1,17	2,36	66,24
<u><i>Pachyurus bonariensis</i></u>	0	1,03	2,32	68,56
<u><i>Loricariichthys anus</i></u>	0	0,71	2,27	70,83

Tabla 59. Análisis SIMPER del par El Pescado inferior (P3) y el afluente del Zapata “sin nombre” (SN). Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 76,6	grupo P3	grupo SN		
especies	prom. abund.	prom. abund.	contrib%	acumulado%
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	0,79	5,26	9,57	9,57
<u><i>Parapimelodus valenciennis</i></u>	4,41	0	8,14	17,71
<i>Cheirodon interruptus</i>	2,28	5,72	7,77	25,48
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	0,44	3,07	6,77	32,24
<i>Bryconamericus iheringii</i>	3,02	0	6,44	38,68
<i>Astyanax rutilus</i>	3,03	3,37	6,11	44,79
<u><i>Pimelodus maculatus</i></u>	2,63	0	4,95	49,73
<u><i>Iheringichthys labrosus</i></u>	2,18	0	4,18	53,91

Tabla 59. Continuación

<i>Oligosarcus oligolepis</i>	0,67	1,89	4,06	57,97
<i>Corydoras paleatus</i>	2,06	0,55	3,95	61,93
<i>Prochilodus lineatus</i>	1,86	1,04	3,95	65,87
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,23	1,78	3,34	69,22

En el par siguiente constituido por los sitios Buñirigo medio (B2) y El Pescado superior (P1) las mayores contribuciones a la disimilitud en el sitio P1 las aportan especies de arroyo como *Corydoras paleatus*, *Cheirodon interruptus*, *Pseudocorynopoma doriai* mientras que en el sitio B2 las contribuciones más importantes las realizan dos especies de arroyo y dos especies de río *Bryconamericus iheringii* y *Astyanax fasciatus* y *Prochilodus lineatus* y *Pimelodus maculatus* (tabla 60).

Tabla 60. Análisis SIMPER del par Buñirigo medio (B2) y El Pescado superior (P1). Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 64,9 especies	grupo B2		grupo P1	
	prom.	abund.	prom.	abund.
			contrib%	acumulado%
<i>Corydoras paleatus</i>	0,14	4,33	12,87	12,87
<i>Prochilodus lineatus</i>	3,22	0,9	8,38	21,25
<i>Cheirodon interruptus</i>	2,07	4,33	7,55	28,8
<i>Pseudocorynopoma doriai</i>	0	1,76	5,15	33,95
<i>Bryconamericus iheringii</i>	1,22	0,9	5,11	39,06
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0	1,64	4,82	43,87
<i>Astyanax rutilus</i>	2,94	2,88	4,7	48,57
<i>Cyphocharax voga</i>	2,09	2,71	4,46	53,03
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	1,25	1,85	4,29	57,32
<i>Pimelodus maculatus</i>	1,46	0,68	4,19	61,51
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	0,32	1,24	3,98	65,49
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	0	1,21	3,73	69,22
<i>Pimelodella laticeps</i>	0,28	0,99	3,36	72,58

En el par constituido por el sitio Buñirigo inferior (B3) y El Pescado superior (P1) ocurre algo similar a lo comentado con los dos primeros pares que conforman el grupo 3 de la tabla 57. La mayor contribución en el sitio P1 esta dada por especies de arroyo como *Corydoras paleatus*, *Cheirodon interruptus*, *Cyphocharax voga*, *Astyanax fasciatus*, mientras que en el sitio B3 por especies mayoritariamente de río como *Prochilodus lineatus*, *Mugil platanus* y *Pachyurus bonariensis* (tabla 61).

Tabla 61. Análisis SIMPER del par Buñirigo inferior (B3) y El Pescado superior (P1). Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 77,3	grupo B3	grupo P1		
especies	prom. abund.	prom. abund.	contrib%	acumulado%
<i>Corydoras paleatus</i>	0	4,33	11,68	11,68
<i>Cheirodon interruptus</i>	1,15	4,33	8,57	20,25
<i>Cyphocharax voga</i>	0,55	2,71	6,18	26,43
<i>Astyanax rutilus</i>	2,83	2,88	4,91	31,33
<i>Pseudocorynopoma doriai</i>	0	1,76	4,52	35,85
<u><i>Prochilodus lineatus</i></u>	2,23	0,9	4,23	40,08
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	0,5	1,85	4,08	44,16
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0,14	1,64	3,91	48,07
<u><i>Mugil platanus</i></u>	1,22	0	3,66	51,73
<u><i>Pachyurus bonariensis</i></u>	1,52	0	3,66	55,39
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	0,14	1,24	3,51	58,9
<u><i>Pimelodus maculatus</i></u>	0,95	0,68	3,23	62,13
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	0,14	1,21	3,22	65,34
<i>Pimelodella laticeps</i>	0,5	0,99	2,94	68,28
<u><i>Parapimelodus valenciennis</i></u>	1,33	0	2,68	70,97
<u><i>Iheringichthys labrosus</i></u>	1,25	0	2,53	73,5

En el par cosntituido por el sitio Buñirigo superior (B1) y El Pescado medio (P2) se observa que la mayor contribución a la disimilitud en el sitio P2 esta dada por la contribución de varias especies de arroyo como *Cheirodon interruptus*, *Bryconamericus iheringii*, *Pimelodella laticeps* y una especie de río *Prochilodus lineatus* y en el sitio B1 pasa algo similar donde la mayor contribución esta dada por *Cnesterodon decemmaculatus*, *Astyanax rutilus* como especies de arroyo y *Pimelodus maculatus* como especie de río (tabla 62).

Tabla 62. Análisis SIMPER del par Buñirigo superior (B1) y El Pescado medio (P2). Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 76,9	grupo B1	grupo P2		
especies	prom. abund.	prom. abund.	contrib%	acumulado%
<i>Cheirodon interruptus</i>	1,06	4,34	9,89	9,89
<u><i>Prochilodus lineatus</i></u>	1,63	1,95	8,56	18,44
<i>Bryconamericus iheringii</i>	0	3,44	8,39	26,83
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	3,65	1,7	7,85	34,69
<i>Pimelodella laticeps</i>	0	2,8	6,99	41,68
<i>Astyanax rutilus</i>	2,43	1,87	6,4	48,08
<i>Corydoras paleatus</i>	0,23	2,41	5,71	53,79
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0,23	2,03	4,95	58,74
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	0,77	0,97	3,7	62,44
<u><i>Pimelodus maculatus</i></u>	0,83	0,63	2,93	65,38
<i>Jenynsia multidentata</i>	0,23	1,28	2,85	68,23
<i>Characidium rachovii</i>	0,77	0	2,81	71,04

El par conformado por el sitio Juan Blanco (J3) y el sitio (Z3) si bien corresponde a dos sitios de tramos inferiores en sus cuencas la contribución a la disimilitud entre estos esta dada mayoritariamente por especies de arroyo, con la excepción de la contribución de *Pochilodus lineatus* (tabla 63).

Tabla 63. Análisis SIMPER del par Juan Blanco (J3) y el Zapata inferior (Z3). Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 71,6	grupo J3	grupo Z3		
especies	prom. abund.	prom. abund.	contrib%	acumulado%
<i>Corydoras paleatus</i>	0,81	3,68	10,81	10,81
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0,3	2,47	7,29	18,1
<i>Astyanax rutilus</i>	2,51	0,55	7,25	25,35
<i>Cheirodon interruptus</i>	2,25	2,52	6,93	32,28
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	1,79	0,52	6,7	38,98
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	1,36	1,93	6,41	45,39
<i>Pimelodella laticeps</i>	2,02	0,76	6,17	51,56
<i>Cyphocharax voga</i>	1,42	2,71	5,03	56,6
<i>Australoheros facetus</i>	1,39	0	4,11	60,7
<u><i>Prochilodus lineatus</i></u>	1,15	0,75	4,1	64,81
<i>Jenynsia multidentata</i>	1,3	0,17	3,93	68,74
<i>Loricariichthys anus</i>	1,3	0	3,8	72,54

En relación a los pares conformados por Buñirigo inferior (B3) y El Pescado medio (P2) y Buñirigo medio (B2) y Pescado inferior (P3) se observa que los sitios B3 y P3 contribuyen a la disimilitud de los sitios con especies de arroyo como *Astyanax rutilus*, *Bryconamericus iheringii*, *Corydoras paleatus* pero también con muchas especies de río como *Parapimelodus valenciennis*, *Prochilodus lineatus*, *Iheringichthys labrosus*, *Mugil platanus*, *Pachyurus bonariensis* (tablas 64 y 65). En el par constituido por los sitios Buñirigo inferior (B3) y El Pescado inferior (P3) se observa una gran contribución a la disimilitud de especies de río (tabla 66).

Tabla 64. Análisis SIMPER del par Buñirigo inferior (B3) y El Pescado medio (P2). Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 79,3	grupo B3	grupo P2		
especies	prom. abund.	prom. abund.	contrib%	acumulado%
<i>Cheirodon interruptus</i>	1,15	4,34	8,99	8,99
<i>Bryconamericus iheringii</i>	0,14	3,44	7,74	16,74
<u><i>Prochilodus lineatus</i></u>	2,23	1,95	6,85	23,59
<i>Pimelodella laticeps</i>	0,5	2,8	6,27	29,86
<i>Corydoras paleatus</i>	0	2,41	5,79	35,65
<i>Astyanax rutilus</i>	2,83	1,87	5,64	41,29
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0,14	2,03	4,52	45,81
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	0,14	1,7	4,15	49,96
<u><i>Mugil platanus</i></u>	1,22	0	4,09	54,05
<u><i>Pachyurus bonariensis</i></u>	1,52	0	3,91	57,97
<u><i>Parapimelodus valenciennis</i></u>	1,33	0,3	3,3	61,27
<u><i>Pimelodus maculatus</i></u>	0,95	0,63	3,14	64,41
<i>Jenynsia multidentata</i>	0	1,28	2,65	67,06
<u><i>Iheringichthys labrosus</i></u>	1,25	0	2,59	69,65
<i>Loricariichthys anus</i>	0	1,19	2,45	72,1
<i>Cyphocharax voga</i>	0,55	0,73	2,13	74,23
<u><i>Pimelodus albicans</i></u>	0,69	0,16	1,99	76,22

Tabla 65. Análisis SIMPER del par Buñirigo inferior (B2) y El Pescado medio (P3). Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 68,6	grupo B2	grupo P3		
especies	prom. abund.	prom. abund.	contrib%	acumulado%
<u>Parapimelodus valenciennis</u>	0	4,41	10,44	10,44
<i>Bryconamericus iheringii</i>	1,22	3,02	8,44	18,88
<u>Prochilodus lineatus</u>	3,22	1,86	7,13	26,01
<u>Iheringichthys labrosus</u>	0	2,18	5,37	31,38
<i>Corydoras paleatus</i>	0,14	2,06	5,24	36,62
<u>Pimelodus maculatus</u>	1,46	2,63	5,22	41,84
<i>Astyanax rutilus</i>	2,94	3,03	4,64	46,49
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	1,25	0,67	4,17	50,66
<i>Cheirodon interruptus</i>	2,07	2,28	4,03	54,69
<i>Cyphocharax voga</i>	2,09	1,62	3,33	58,02
<u>Pachyurus bonariensis</u>	0	1,03	2,47	60,49
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0	1,17	2,45	62,94
<i>Pimelodella laticeps</i>	0,28	0,86	2,34	65,28
<i>Loricariichthys anus</i>	0,14	0,71	2,28	67,56
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	0	0,79	2,09	69,65
<i>Hypostomus commersoni</i>	0,46	0,53	2,02	71,67

Tabla 66. Análisis SIMPER del par Buñirigo inferior (B3) y El Pescado inferior (P3) Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 75,5	grupo B3	grupo P3		
especies	prom. abund.	prom. abund.	contrib%	acumulado%
<u>Parapimelodus valenciennis</u>	1,33	4,41	9,64	9,64
<i>Bryconamericus iheringii</i>	0,14	3,02	7,64	17,28
<u>Iheringichthys labrosus</u>	1,25	2,18	5,98	23,26
<u>Pimelodus maculatus</u>	0,95	2,63	5,69	28,95
<u>Prochilodus lineatus</u>	2,23	1,86	5,58	34,53
<i>Corydoras paleatus</i>	0	2,06	5,06	39,59
<i>Astyanax rutilus</i>	2,83	3,03	4,89	44,48
<i>Cheirodon interruptus</i>	1,15	2,28	4,57	49,05
<u>Pachyurus bonariensis</u>	1,52	1,03	4,35	53,41
<i>Cyphocharax voga</i>	0,55	1,62	3,88	57,29
<u>Mugil platanus</u>	1,22	0	3,54	60,82
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	0,5	0,67	2,82	63,64
<u>Plagioscion ternetzi</u>	0,86	0,46	2,49	66,13
<i>Pimelodella laticeps</i>	0,5	0,86	2,47	68,59
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0,14	1,17	2,33	70,93

En relación a el par conformado por El Pescado medio (P2) y el Zapata inferior (Z3) se observa que si bien el sitio Zapata inferior Z3 corresponde a un tramo inferior las especies que contribuyen a la disimilitud por su mayor abundancia son especies de arroyo como *Corydoras paleatus* y *Otocinclus arnoldi* mientras que el sitio P2 la mayor contribución la aportan dos especies de arroyo *Cheirodon interruptus* y *Bryconamericus iheringii* y una de río *Prochilodus lineatus* (tabla 67).

Tabla 67. Análisis SIMPER del par El Pescado medio (P2) y Zapata inferior (Z3). Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 69,6	grupo P2	grupo Z3		
especies	prom. abund.	prom. abund.	contrib%	acumulado%
<i>Cheirodon interruptus</i>	4,34	2,52	10,22	10,22
<i>Bryconamericus iheringii</i>	3,44	0	8,9	19,12
<u><i>Prochilodus lineatus</i></u>	1,95	0,75	8,22	27,34
<i>Corydoras paleatus</i>	2,41	3,68	7,87	35,21
<i>Otocinclus arnoldi</i>	2,03	2,47	7,24	42,45
<i>Pimelodella laticeps</i>	2,8	0,76	7,09	49,54
<i>Cyphocharax voga</i>	0,73	2,71	6,8	56,35
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	1,7	1,93	6,18	62,53
<i>Astyanax rutilus</i>	1,87	0,55	4,98	67,51
<i>Jenynsia multidentata</i>	1,28	0,17	3,02	70,53

Los últimos dos pares que se observan en el grupo 3 conformados por los sitios Buñirigo inferior (B3) y Juan Blanco (J3) y el par Pescado inferior (P3) y Juan Blanco (J3) si bien el el sitio J3 corresponde al igual que los otros dos a un tramo inferior el aporte a la disimilaridad esta dado en el J3 por especies de arroyo como *Oligosarcus oligolepis*, *Pimelodella laticeps*, *Cheirodon interruptus* mientras que en los sitios B3 y P3 hay contribuciones de arroyo y de río (tablas 68 y 69).

Tabla 68. Análisis SIMPER del par Buñirigo inferior (B3) y Juan Blanco (J3). Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 75,9	grupo B3	grupo J3		
especies	prom. abund.	prom. abund.	contrib%	acumulado%
<i>Astyanax rutilus</i>	2,83	2,51	6,38	6,38
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	0,5	1,79	6,08	12,46
<i>Pimelodella laticeps</i>	0,5	2,02	5,68	18,14
<i>Cheirodon interruptus</i>	1,15	2,25	5,12	23,26
<u><i>Prochilodus lineatus</i></u>	2,23	1,15	4,89	28,15
<u><i>Mugil platanus</i></u>	1,22	0	4,5	32,65
<u><i>Pimelodus maculatus</i></u>	0,95	1,26	4,43	37,08
<u><i>Pachyurus bonariensis</i></u>	1,52	0	4,32	41,39
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	0,14	1,36	4,23	45,63
<i>Cyphocharax voga</i>	0,55	1,42	4,08	49,7
<i>Australoheros facetus</i>	0	1,39	3,86	53,57
<i>Jenynsia multidentata</i>	0	1,3	3,7	57,27
<i>Loricariichthys anus</i>	0	1,3	3,57	60,84
<u><i>Parapimelodus valenciennis</i></u>	1,33	0	3,04	63,88
<u><i>Iheringichthys labrosus</i></u>	1,25	0	2,87	66,76
<i>Hoplias malabaricus</i>	0,14	1,01	2,55	69,31

Tabla 69. Análisis SIMPER del par Juan Blanco (J3) y El Pescado inferior (P3). Las especies subrayadas corresponden a especies de río y las que no lo están a especies de arroyo.

Disimilitud promedio 71,2	grupo J3	grupo P3		
especies	prom. abund.	prom. abund.	contrib%	acumulado%
<u><i>Parapimelodus valenciennis</i></u>	0	4,41	9,2	9,2
<i>Bryconamericus iheringii</i>	0,68	3,02	6,32	15,53
<i>Astyanax fasciatus</i>	2,51	3,03	4,97	20,5
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	1,79	0,67	4,74	25,24
<u><i>Iheringichthys labrosus</i></u>	0	2,18	4,73	29,97
<u><i>Prochilodus lineatus</i></u>	1,15	1,86	4,62	34,59
<i>Corydoras paleatus</i>	0,81	2,06	4,59	39,17
<i>Pimelodella laticeps</i>	2,02	0,86	4,54	43,72
<u><i>Pimelodus maculatus</i></u>	1,26	2,63	4,28	48
<i>Cheirodon interruptus</i>	2,25	2,28	3,81	51,81
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	1,36	0,79	3,48	55,29
<i>Loricariichthys anus</i>	1,3	0,71	3,29	58,57
<i>Australoheros facetus</i>	1,39	0	3,01	61,59
<i>Jenynsia multidentata</i>	1,3	0,78	2,88	64,47

Tabla 69. Continuación

<i>Cyphocharax voga</i>	1,42	1,62	2,43	66,9
<i>Otocinclus arnoldi</i>	0,3	1,17	2,25	69,16
<i>Pachyurus bonariensis</i>	0	1,03	2,18	71,34

2.5.8 Análisis de los atributos del ensamble de peces y relaciones con los parámetros limnológicos

En la figura 26 se observan los valores del índice de Margalef para todos los sitios de muestreo. El resultado del ANOVA mostró diferencias estadísticamente significativas ($F= 5,977$ $p= 0,001$). El test a posteriori mostró diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el sitio J3 con el sitio Z2 y con todos los sitios del arroyo Rodriguez. Entre el sitio P3 y el sitio Z2 y todos los sitios del arroyo Rodriguez. Entre P1 y los sitios Z2 y R2 y entre P2 y los sitios Z2 y R2

La diversidad de los ensambles de los arroyos con mayor grado de disturbio en su cuenca, Zapata y Rodriguez, fue significativamente distinta de la registrada en los arroyos Juan Blanco y Pescado.

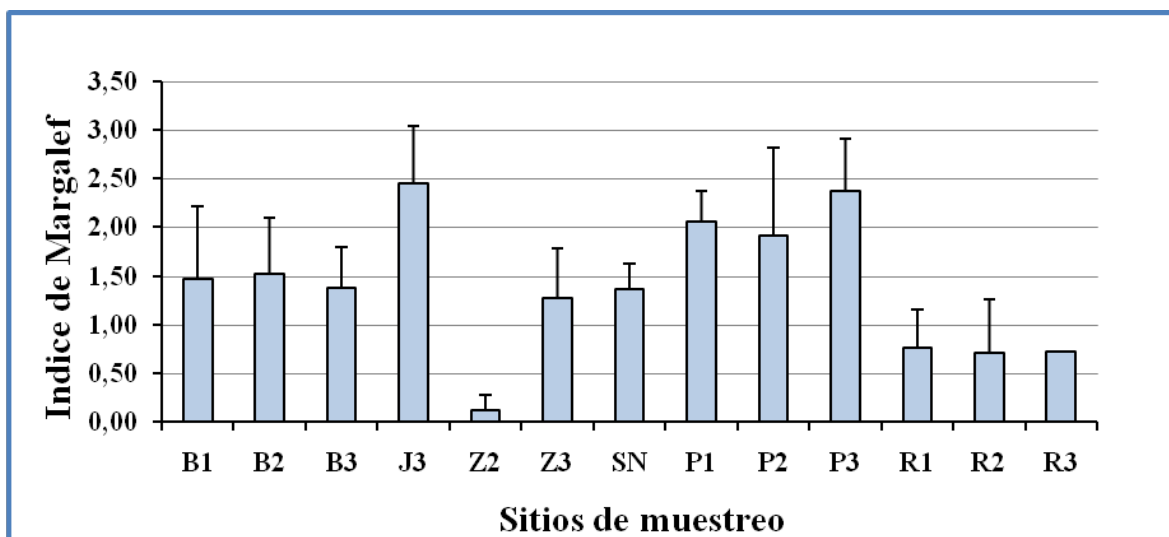


Figura 26. Valores medios del índice de Margalef para todos los sitios de muestreo.

En la tabla 70 se observa que la equitatividad se correlacionó de forma negativa con el oxígeno disuelto. La riqueza específica, el índice de diversidad de Margalef y el de Shannon-Wiener se correlacionaron de forma negativa con el disco de Secchi. La abundancia, el índice de diversidad de Margalef y el índice de Shannon-Wiener se correlacionaron de forma positiva con los sólidos suspendidos. La riqueza específica, la abundancia, el índice de Margalef y el de Shannon-Wiener se correlacionaron de forma negativa con la concentración de amonio y de nitrato. La riqueza específica y la abundancia se correlacionaron de forma negativa con la concentración de fosforo reactivo soluble. Esto explica lo que ocurre en los diferentes sitios. Las elevadas concentraciones de oxígeno se relacionan con la elevada intensidad de fotosíntesis que presentan los sitios más eutrofizados mientras que la relación con el disco de secchi y los solidos suspendidos denota la concentración de las especies en espacios más reducidos durante el descenso de agua de los cauces durante los estiajes. Por ultimo la relación con los nutrientes refleja la simplificación de los ensambles en los sitios que presentan algún tipo de disturbio en la cuenca.

Tabla 70. Relaciones entre los atributos del ensamble de peces y todos los parámetros limnológicos relevados para todo el periodo de muestreo.

Parámetro	S		N		d		J'		H'	
	r	p	r	p	r	p	r	p	r	p
O ₂ (mg/l)	0,15	0,32	0,24	0,10	0,08	0,55	-0,37	0,009	-0,02	0,87
t (°C)	0,25	0,08	0,17	0,25	0,27	0,06	0,68	0,65	0,18	0,23
cond (µS/cm)	-0,11	0,47	-0,16	0,28	-0,03	0,83	-0,01	0,96	-0,01	0,98
Secchi (cm)	-0,42	0,003	-0,23	0,11	-0,49	0,001	-0,05	0,75	-0,34	0,02
vegetación	0,14	0,93	-0,05	0,72	0,01	0,95	0,27	0,06	0,11	0,47
pH	0,10	0,94	0,01	0,95	0,73	0,62	-0,20	0,17	-0,02	0,87
ss (mg/l)	0,44	0,002	0,30	0,04	0,45	0,001	0,01	0,96	0,30	0,04
N-NH ₄ ⁺	-0,52	0,001	-0,44	0,002	-0,44	0,002	-0,09	0,52	-0,37	0,01
N-NO ₃ ⁻	-0,52	0,001	-0,48	0,001	-0,44	0,002	-0,15	0,31	-0,38	0,007
PRS	-0,37	0,01	-0,34	0,02	-0,26	0,07	-0,07	0,62	-0,25	0,08

2.5.9 Relaciones del ensamble de peces con los parámetros limnológicos.

El test de significancia global para el primer eje canónico y el de la suma de todos los ejes resultó significativo (F ratio= 4,46; p=0,03) y (F ratio= 1,53; p= 0,02). En el análisis de correspondencia canónica utilizando todas las variables ambientales tres variables resultaron significativamente correlacionadas con los ejes canónicos según el test de permutaciones de Monte Carlo: la conductividad (F ratio= 4,57; p= 0,002), el fosforo reactivo soluble (F ratio= 2,46; p= 0,014) y el pH (F ratio= 1,850; p= 0,0160). Utilizando estas tres variables el primer y segundo eje canónico explicaron el 83,4 % (tabla 71) de la variación total entre las especies y el ambiente. La conductividad se correlacionó con el primer eje de forma positiva 0,8037 mientras que el fosforo reactivo soluble y el pH se correlacionaron de forma positiva con el segundo eje 0,6210 y 0,4486 respectivamente. Según estos valores se pueden observar tres agrupamientos tanto para los sitios de muestreo como para las especies que caracterizan el ensamble de peces de los sitios. En la figura 27 se puede observar que en el extremo superior izquierdo (grupo 1) se agrupan todos los muestreos de los sitios correspondientes a los arroyos de cuencas con mayor grado de disturbio, el arroyo Rodriguez y el arroyo Zapata, a excepción de un relevamiento correspondiente a Z3 y otro correspondiente a P2 caracterizados por altos registros de PRS y pH. En el agrupamiento que está debajo del anterior mencionado (grupo 2) se observan varios de los relevamientos realizados en las nacientes de los arroyos Buñirigo y El Pescado y todos los realizados en el arroyo Juan Blanco y en el afluente del arroyo Zapata: se observan dos relevamientos pertenecientes a la cuenca media del arroyo El Pescado (P2), tres relevamientos de la cuenca media del arroyo Buñirigo (P2) y un relevamiento perteneciente a la cuenca baja del arroyo Buñirigo (B3) caracterizados por bajos valores de PRS y pH. Este agrupamiento representa las nacientes y cursos medios de los arroyos con menor grado de disturbio en sus cuencas, los arroyos Buñirigo, Juan Blanco, El Pescado y el afluente del Zapata. Por fuera de los grupos y hacia la derecha se observan relevamientos pertenecientes a sitios de la cuenca intermedia del arroyo El Pescado, Buñirigo y un relevamiento perteneciente al Buñirigo inferior. Esto marca el comportamiento transicional que presentan estos sitios hacia el grupo que se encuentra a la derecha de la figura (grupo 3) conformado exclusivamente por sitios que corresponden a los tramos inferiores de los arroyos Buñirigo y El Pescado y caracterizados por altos valores de conductividad. En la figura 28 se observan las especies que caracterizan a los grupos mencionados anteriormente.

Tabla 71. Resumen de los eigenvalores del ACC, el porcentaje acumulado de la varianza explicada y el porcentaje de la varianza acumulada de los primeros cuatro ejes.

ejes	1	2	3	4
eigenvalores	0,592	0,279	0,173	0,875
correlación especies-ambiente	0,852	0,717	0,608	0
porcentaje acumulado de la varianza de las especies	9,4	13,9	16,6	30,6
Porcentaje acumulado de la varianza de la relación especies- ambiente	56,7	83,4	100	0

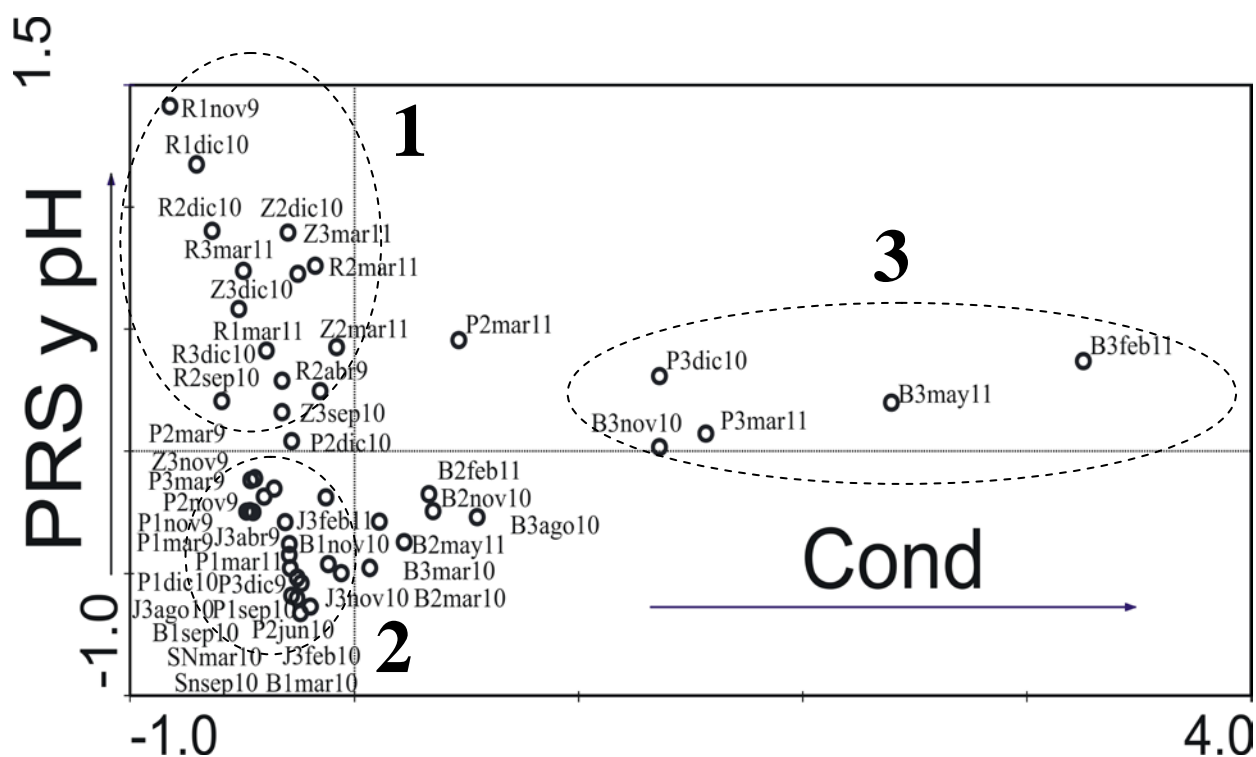


Figura 27. Scatter plot de los sitios de muestreo obtenido del análisis de correspondencia canonica

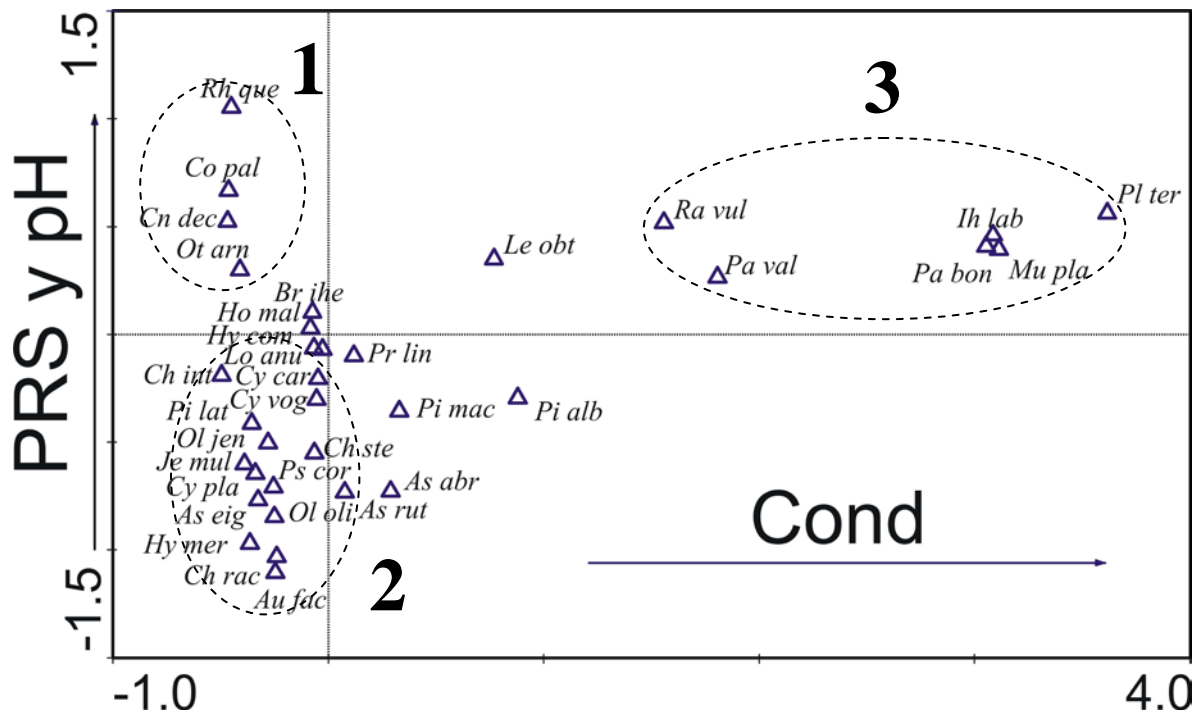


Figura 28. Scatter plot de las especies para todos los muestreos obtenido del análisis de correspondencia canónica. *Rh que*= *Rhamdia quelen*, *Co pal*=*Corydoras paleatus*, *Cn dec*=*Cnesterodon decemmaculatus*, *Ot arn*=*Otocinclus arnoldi*, *Br ihe*=*Bryconamericus iheringii*, *Ho mal*=*Hoplias malabaricus*, *Lo anu*=*Loricariichthys anus*, *Hy com*=*Hypostomus commersoni*, *Pr lin*=*Prochilodus lineatus*, *Pi mac*=*Pimelodus maculatus*, *Pi alb*=*Pimelodus albicans*, *Le obt*=*Leporinus obtudisens*, *Ch int*=*Cheirodon interruptus*, *Cy car*=*Cyprinus carpio*, *Pi lat*=*Pimelodella laticeps*, *Cy vog*=*Cyphocharax voga*, *Je mul*=*Jenynsia multidentata*, *Ol Jen*=*Oligosarcus jenynsii*, *Ps dor*=*Pseudocorynopoma doriai*, *Ch ste*=*Charax stenopterus*, *Cy pla*=*Cyphocharax platanus*, *As eig*=*Astyanax eigenmanniorum*, *As rut*=*Astynax rutilus*, *Ol oli*=*Oligosarcus oligolepis*, *Hy mer*=*Hyphessobrycon meridionalis*, *Ch rac*=*Characidium rachovii*, *Au fac*=*Australoheros facetus*, *Ra vul*=*Raphiodon vulpinus*, *Ih lab*=*Iheringichthys labrosus*, *Pa val*=*Parapimelodus valenciennis*, *Pa bon*=*Pachyurus bonariensis*, *Pl ter*=*Plagioscion ternetzi*, *Mu pla*=*Mugil platanus*.

2.5.10 Análisis cualitativo de las especies que constituyen los ensambles de peces de los diferentes sitios de muestreo

En la figura 29 se puede observar que en los sitios de los arroyos Buñirigo y El Pescado la proporción de especies de río se incrementa notablemente desde los tramos superiores hacia los inferiores. También se puede observar que la contribución de especies de río a la riqueza específica en los sitios de las cuencas correspondientes a los arroyos Zapata y Rodríguez es mucho menor que en los sitios de los arroyos mencionados anteriormente. Por último si bien el sitio de estudio del arroyo Juan Blanco corresponde a un tramo inferior el aporte de especies de río es similar al de los tramos medios de los arroyos Buñirigo y Pescado B2 y P2 respectivamente. En la tabla 72 se pueden observar los sitios de los registros de cada una de las especies. *Steindachnerina biornata*, *Schizodon platae*, *Astyanax abramis*, *Hyphessobrycon anisitsi*, *Charax stenopterus*, *Ctenobrycon alleni*, *Cynopotamus argenteus*, *Salminus brasiliensis*, *Raphiodon vulpinus*, *Ageneiosus militaris*, *Iheringichthys labrosus*, *Parapimelodus valenciennis*, *Pimelodus albicans*, *Pseudoplatystoma corruscans*, *Odontesthes bonariensis*, *Pachyurus bonariensis* y *Crenicichla lepidota*, se registraron exclusivamente en las cuencas de los arroyos Buñirigo y El Pescado. Las especies de río exclusivas del arroyo Juan Blanco fueron *Cyphocharax spilodus* y *Brycon orbignyanus*. Las especies que presentaron la mayor cantidad de registros fueron *Prochilodus lineatus*, *Cyphocharax voga*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Astyanax rutilus*, *Cheirodon interruptus*, *Oligosarcus oligolepis*, *Hoplias malabaricus*, *Corydoras paleatus*, *Otocinclus arnoldi*, *Pimelodella laticeps*, *Rhamdia quelen* y *Cnesterodon decemmaculatus* (tabla 72).

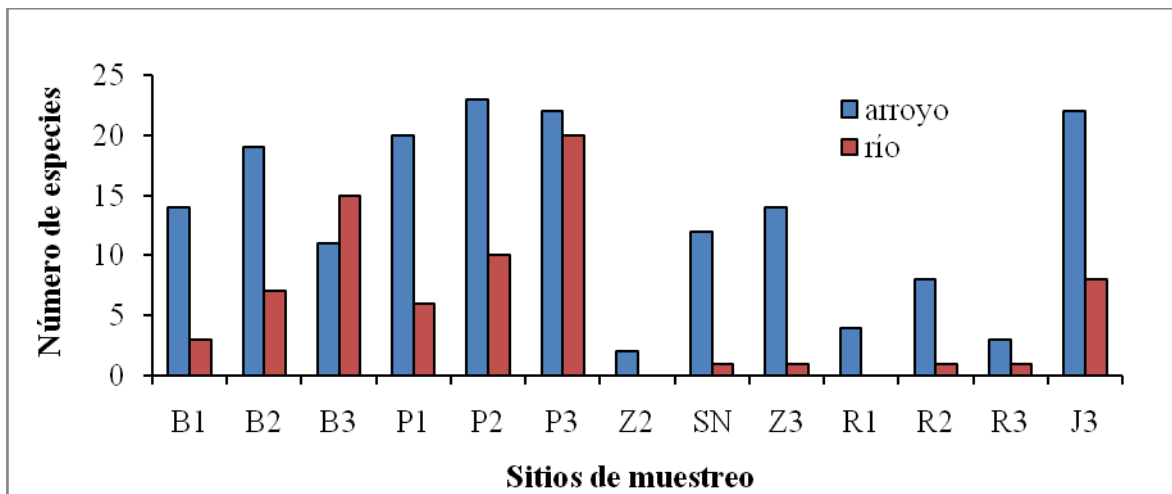


Figura 29. Comparación del número de especies de arroyo y de río para todos los sitios de muestreo. B1=Buñirigo superior, B2=Buñirigo medio, B3=Buñirigo inferior, P1=El Pescado superior, P2=El Pescado medio, P3=El Pescado inferior, Z2=Zapata medio, SN="sin nombre", Z3=Zapata inferior, R1=Rodriguez superior, R2=Rodriguez medio, R3=Rodriguez inferior y J3=Juan Blanco.

Tabla 72. Datos de presencia/ausencia para todas las especies y todos los sitios de muestreo.

	Buñirigo			El Pescado			Zapata			Rodriguez			Juan Blanco	Frec.	Frec. %
	sup	med	inf	sup	med	inf	med	inf	SN	sup	med	inf	inf		
<i>Ramnogaster melanostoma</i>						x								1	7,7
<i>Cyprinus carpio</i>		x		x	x			x					x	5	38,5
<i>Apareiodon affinis</i>						x								1	7,7
<i>Prochilodus lineatus</i>	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	11	84,6
<i>Cyphocharax voga</i>	x	x	x	x	x	x		x	x				x	9	69,2
<i>Cyphocharax spilotos</i>													x	1	7,7
<i>Cyphocharax platanus</i>		x			x							x	x	4	30,8
<i>Steindachnerina biornata</i>		x		x										2	15,4
<i>Schizodon platae</i>					x									1	7,7
<i>Leporinus obtusidens</i>	x	x	x		x									4	30,8
<i>Characidium rachovii</i>	x	x		x									x	4	30,8
<i>Astyanax eigenmanniorum</i>	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	11	84,6
<i>Astyanax rutilus</i>	x	x	x	x	x	x		x	x		x		x	10	76,9
<i>Astyanax abramis</i>			x			x								2	15,4
<i>Astyanax asuncionensis</i>						x							x	2	15,4
<i>Cheirodon interruptus</i>	x	x	x	x	x	x		x	x		x	x	x	11	84,6

Tabla 72. Continuación

<i>Bryconamericus iheringii</i>	x	x	x	x	x	x			x	6	46,2
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	x			x		x	x			4	30,8
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>		x				x				2	15,4
<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>				x					x	2	15,4
<i>Diapoma terofali</i>				x		x			x	3	23,1
<i>Pseudocorynopoma doriai</i>				x	x	x		x		5	38,5
<i>Charax stenopterus</i>	x	x		x	x	x				5	38,5
<i>Ctenobrycon alleni</i>						x				1	7,7
<i>Oligosarcus oligolepis</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	9	69,2
<i>Oligosarcus jenynsii</i>				x	x	x			x	4	30,8
<i>Cynopotamus argenteus</i>			x							1	7,7
<i>Salminus brasiliensis</i>		x			x	x				3	23,1
<i>Brycon orbignyianus</i>									x	1	7,7
<i>Hoplias malabaricus</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	9	69,2
<i>Raphiodon vulpinus</i>						x				1	7,7
<i>Corydoras paleatus</i>	x	x		x	x	x	x	x	x	11	84,6
<i>Loricariichthys anus</i>		x		x	x	x			x	5	38,5
<i>Hypostomus commersoni</i>		x	x		x	x		x	x	6	46,2
<i>Otocinclus arnoldi</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	10	76,9
<i>Ageneiosus militaris</i>		x								1	7,7
<i>Iheringichthys labrosus</i>			x			x				2	15,4
<i>Parapimelodus valenciennis</i>			x		x	x				3	23,1
<i>Pimelodus maculatus</i>	x	x	x	x	x	x			x	7	53,8
<i>Pimelodus albicans</i>		x	x		x	x				4	30,8
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>			x			x				2	15,4
<i>Microglanis cottoides</i>				x	x					2	15,4
<i>Pimelodella laticeps</i>	x	x		x	x	x		x	x	8	61,5
<i>Rhamdia quelen</i>		x		x	x	x	x	x	x	9	69,2
<i>Bunocephalus iheringii</i>				x	x				x	3	23,1
<i>Bunocephalus doriae</i>					x	x				2	15,4
<i>Auchenipterus nuchalis</i>		x								1	7,7
<i>Odontesthes bonariensis</i>		x			x					2	15,4
<i>Jenynsia multidentata</i>	x	x	x		x	x			x	7	53,8
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	x		x	x	x	x	x	x	x	11	84,6
<i>Synbranchus marmoratus</i>				x	x				x	3	23,1
<i>Mugil platanus</i>			x							1	7,7
<i>Pachyurus bonariensis</i>			x		x					2	15,4

Tabla 72. Continuación

<i>Plagioscion ternetzi</i>			x				x	2	15,4
<i>Australoheros facetus</i>	x	x		x			x	4	30,8
<i>Crenicichla lepidota</i>								1	7,7
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>			x	x	x			3	23,1

2.5.11 Comparación de la composición actual del ensamble de peces del arroyo El Pescado con la registrada por Almirón et al. 2000 y sus relaciones con los parámetros limnológicos.

2.5.11.1 Parámetros limnológicos.

En la tabla 73 se observan los valores de los parámetros limnológicos para todo el período de estudio. La temperatura del agua varió entre 11 y 30 °C, el oxígeno disuelto entre 7,5 y 15 mg/l, el pH entre 7,2 y 9,3, la conductividad entre 440 y 6.150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y los sólidos suspendidos entre 17 y 204 mg/l.

Se observaron diferencias significativas para la temperatura ($F= 9,8$; $p=0,001$) entre el verano y el invierno ($q= 7,1$; $p= 0,05$), entre el verano y el otoño ($q= 5,0$; $p= 0,05$) y la primavera y el invierno ($q= 5,0$; $p= 0,005$) y para la conductividad ($F= 3,8$; $p= 0,033$) entre los muestreos de verano e invierno ($q= 4,1$; $p= 0,05$). La profundidad varió entre 77 y 148 cm y el disco de Secchi entre 5,5 y 26 cm. La precipitación fue mínima en enero de 2009 con 86,0 mm y máxima en diciembre de 2009 con 486 mm generando un pulso de creciente que mantuvo el arroyo fuera del cauce por varios días. Los valores de pH y de conductividad estuvieron correlacionados significativamente y de forma negativa con las precipitaciones ($r= -0,63$; $p= 0,004$) y ($r= -0,50$; $p= 0,026$) respectivamente mostrando el efecto de dilución de las mismas. La concentración de sólidos suspendidos se correlacionó de forma negativa con la profundidad ($r= -0,67$; $p= 0,006$) y con el disco de Secchi ($r= -0,80$; $p=0,001$) sugiriendo que la transparencia del agua está regulada por los sólidos suspendidos y que estos aumentan durante los estiajes por resuspensión de sedimentos de fondo. Consistentemente, los sólidos suspendidos se correlacionaron de forma positiva con la conductividad ($r= 0,55$; $p= 0,032$).

En la tabla 74 se observan las concentraciones de nutrientes para todo el período de estudio. En general fueron valores bajos similares a los registrados en los sitios de arroyos que presentan bajo

grado de disturbio comentados en los apartados anteriores. La concentración de amonio se correlacionó positivamente con la temperatura ($r= 0,56$; $0,029$) y la concentración de fosforo reactivo soluble se correlacionó negativamente con las precipitaciones ($r= -0,53$; $0,043$).

No se observaron diferencias significativas para las precipitaciones entre el periodo de muestreo actual y el relevado por Almirón et al. (2000) durante 1991-93 ($W= 0.422$ $p= 0.05$).

En relación a la vegetación acuática se observó durante todo el año en un sector de 10 m de largo comprendido entre las dos estaciones *Schoenoplectus californicus*. En la estación 1 *Potamogeton striatus* y en la estación 2 y de forma variable a lo largo del año *Ceratophyllum demersum*. No obstante la cobertura de estas dos últimas macrófitas fue muy baja durante todo el período de estudio.

Tabla 73. Parámetros limnológicos para todo el periodo de muestreo.

	Prof (cm)	Temp. (°C)	pH	O ₂ (mg/l)	Conductiv. (µS/cm)	Secchi (cm)	Sólidos susp. (mg/l)	Precip (mm)
Enero 2009	77	29	9,3	15	5.060	19	-	86
Marzo 2009	85	28	8,4	10	974	16	107	247
Junio 2009	95	12	7,5	15	2.240	19	-	206
Diciembre 2009	105	27	7,6	8,7	440	16,5	99	486
Marzo 2010	107	24,5	7,3	7,5	640	9,2	80	473
Abril 2010	115	15,5	7,7	10,5	812	13,7	53	430
Mayo 2010	132	13	7,2	11,2	625	24	-	457
Junio 2010	137	11	7,4	12,7	525	21,7	29	305
Julio 2010	148	12,4	7,2	12,9	540	19,5	17	320
Agosto 2010	115	13,5	7,6	11,2	975	26	25	260
Septiembre 2010	125	21,5	7,5	10,5	638	19,2	33	245
Octubre 2010	105	20	7,4	10	1.335	11,5	178	225
Noviembre 2010	103	24	8,5	8,1	2.850	5	193	174
Diciembre 2010	95	30	8,6	9,5	5.155	9,2	120	225
Enero 2011	115	26,6	8,4	11,4	6.150	5,5	152	281
Febrero 2011	120	23,4	8,1	10,6	5.080	10	77	287
Marzo 2011	95	22,1	8,1	15	5.195	7	204	281
Abril 2011	103	16,5	7,8	14,1	3.530	10,6	-	267
Julio 2011	97	12,8	7,2	11,1	686	7,7	112	327
Prom. y d.s	109 ± 18	20 ± 7	7,8 ± 0,6	11,3 ± 2,3	2.287 ± 2.052	14 ± 6	99 ± 62	294 ± 105

Tabla 74. Concentración de amonio (N-NH_4^+), nitrato (N-NO_3^-) y fosforo reactivo soluble (PRS) en el arroyo El Pescado

	$\text{N-NH}_4^+ \mu\text{g l}^{-1}$	$\text{N-NO}_3^- \mu\text{g l}^{-1}$	PRS $\mu\text{g l}^{-1}$
Enero 2009	-	-	-
Marzo 2009	5	103	543
Junio 2009	-	-	-
Diciembre 2009	63	5	268
Marzo 2010	49	179	321
Abril 2010	5	94	246
Mayo 2010	-	-	-
Junio 2010	8	98	246
Julio 2010	4	98	314
Agosto 2010	5	68	382
Septiembre 2010	5	29	416
Octubre 2010	11	104	397
Noviembre 2010	54	33	738
Diciembre 2010	232	33	721
Enero 2011	23	19	355
Febrero 2011	46	9	1
Marzo 2011	29	6	271
Abril 2011	-	-	-
Julio 2011	19	10	323
Prom. y d.s	37 ± 58	59 ± 52	369 ± 186

2.5.11.2 Análisis de la abundancia y la biomasa

En la tabla 75 se pueden observar los valores de abundancia y biomasa para cada una de las campañas para todo el período de muestreo. La abundancia no registró diferencias significativas para el factor estacionalidad ($H= 5,44$; $p= 0,14$), estuvo correlacionada de manera negativa con la profundidad ($r= -0,49$; $p= 0,034$) y las precipitaciones ($r= -0,52$; $p= 0,02$) y de manera positiva con el pH ($r= 0,69$; $p= 0,00114$), la conductividad ($r= 0,46$; $p= 0,047$) y los sólidos suspendidos ($r= 0,74$; $p= 0,001$). La biomasa no mostró diferencias significativas para el factor época del año ($F= 1,26$; $p= 0,32$) y estuvo correlacionada de manera negativa con las precipitaciones ($r= -0,49$ $p= 0,03$) y de manera positiva con el pH ($r= 0,61$; $p= 0,005$), la conductividad ($r= 0,827$; $p= 0,00001$) y los sólidos suspendidos ($r= 0,76$; $p= 0,001$)

2.5.11.3 Variaciones de los atributos ecológicos del ensamble sus relaciones con los parámetros limnológicos.

Los valores de riqueza, diversidad y la equidad para todo el período de muestreo se informan en la tabla 75. No se observaron diferencias significativas en la riqueza específica para factor estacionalidad ($F= 2,63$; $p= 0,09$) y estuvo correlacionada de manera negativa con las precipitaciones ($r= -0,46$; $p= 0,045$) la profundidad ($r= -0,67$; $p= 0,001$) y el disco de Secchi ($r= -0,48$; $p= 0,036$) y de forma positiva con el pH ($r= 0,79$; $p= 0,00005$), la conductividad ($r= 0,68$ $p= 0,001$) y los sólidos suspendidos ($r=0,57$; $p= 0,027$).

El índice de diversidad de Shannon-Wiener, la equidad y el índice de riqueza específica de Margalef tampoco mostraron diferencias significativas para el factor época del año ($F= 0,09$ $p= 0,96$), ($F= 0,49$ $p= 0,69$) y ($F= 1,1$; $p= 0,38$) respectivamente. La equidad estuvo correlacionada significativamente y de manera positiva con la cantidad de precipitaciones ($r= 0,57$ $p= 0,009$).

Tabla 75. Riqueza específica, abundancia, biomasa, índice de diversidad de Margalef, equidad, índice de Shannon-Wiener.

	S	N	B (kg)	d	J	H'(log10)
Enero 2009	32	13.670	16,44	3,25	0,16	0,25
Marzo 2009	15	640	2,15	2,16	0,53	0,63
Junio 2009	13	236	5,12	2,19	0,45	0,51
Diciembre 2009	13	346	1,94	2,05	0,72	0,8
Marzo 2010	13	218	5,45	2,22	0,67	0,74
Abril 2010	22	199	6,85	3,96	0,55	0,74
Mayo 2010	6	83	3,58	1,13	0,52	0,41
Junio 2010	6	134	6,46	1,02	0,44	0,34
Julio 2010	6	65	5,81	1,19	0,75	0,59
Agosto 2010	9	48	2,62	2,06	0,71	0,67
Septiembre 2010	11	96	5,83	2,19	0,54	0,56
Octubre 2010	16	280	11,68	2,66	0,55	0,66
Noviembre 2010	19	1.052	19,39	2,58	0,4	0,51
Diciembre 2010	20	607	17,01	2,96	0,63	0,82
Enero 2011	19	1.712	21,26	2,41	0,44	0,56
Febrero 2011	21	822	8,78	2,98	0,51	0,67
Marzo 2011	16	1.760	24,03	2	0,52	0,62
Abril 2011	20	1.058	12,72	2,72	0,61	0,79
Julio 2011	14	244	6,7	2,36	0,47	0,54
Prom. y d.s	15 ± 6	1225 ± 3060	9,7 ± 6,9	2,3 ± 0,7	0,5 ± 0,1	0,6 ± 0,2

2.5.11.4 Relaciones del ensamble con las variables ambientales.

En el análisis de redundancia (RDA) utilizando todas las variables ambientales que se informan en la tabla 73 sólo tres resultaron significativamente correlacionadas con los ejes según el test de permutaciones de Monte Carlo: la conductividad (F ratio= 10,1; p= 0,002), el pH (F ratio= 4,30; 0,004) y la profundidad (F ratio=2,15; p=0,02). Utilizando estas tres variables el primer y segundo eje explicaron el 91,9 % de la variación total entre las especies y el ambiente. La conductividad y el pH se correlacionaron de forma positiva con el primer eje 0,8768 y 0,8468 mientras que la profundidad se correlacionó de forma negativa con el primer eje -0,6044 y el segundo -0,4467. En la tabla 76 se observan todos los valores obtenidos del análisis de redundancia.

Tabla 76. Resumen de los eigenvalores del RDA y el porcentaje acumulado de la varianza explicada y el porcentaje de la varianza acumulada de los primeros cuatro ejes

ejes	1	2	3	4
eigenvalores	0,409	0,113	0,046	0,102
correlación especies-ambiente	0,935	0,859	0,719	0
porcentaje acumulado de la varianza de las especies	40,9	52,2	56,8	67,0
Porcentaje acumulado de la varianza de la relación especies-ambiente	72,1	91,9	100	0

En la figura 30 se pueden observar muestreos caracterizados por valores altos de conductividad y pH correspondientes a los meses más cálidos. Las especies dominantes cuando el arroyo presentó estas condiciones fueron: *Parapimelodus valenciennis*, *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus*, *Ramnogaster melanostoma*, *Pachyurus bonariensis*, *Cheirodon interruptus*, y *Plagioscion ternetzi* y con menor dominancia *Oligosarcus jenynsii*, *Astyanax rutilus*, *Bryconamericus iheringi*, *Cyphocharax voga* y *Cnesterodon decemmaculatus* (Fig. 31). El otro grupo de muestreos estuvo caracterizado por mayores profundidades y por la dominancia de *Oligosarcus oligolepis* y *Cyphocharax platanus*. La dominancia de *Prochilodus lineatus*, *Corydoras paleatus* y *Otocinclus arnoldi* varió de manera independiente a los otros dos grupos.

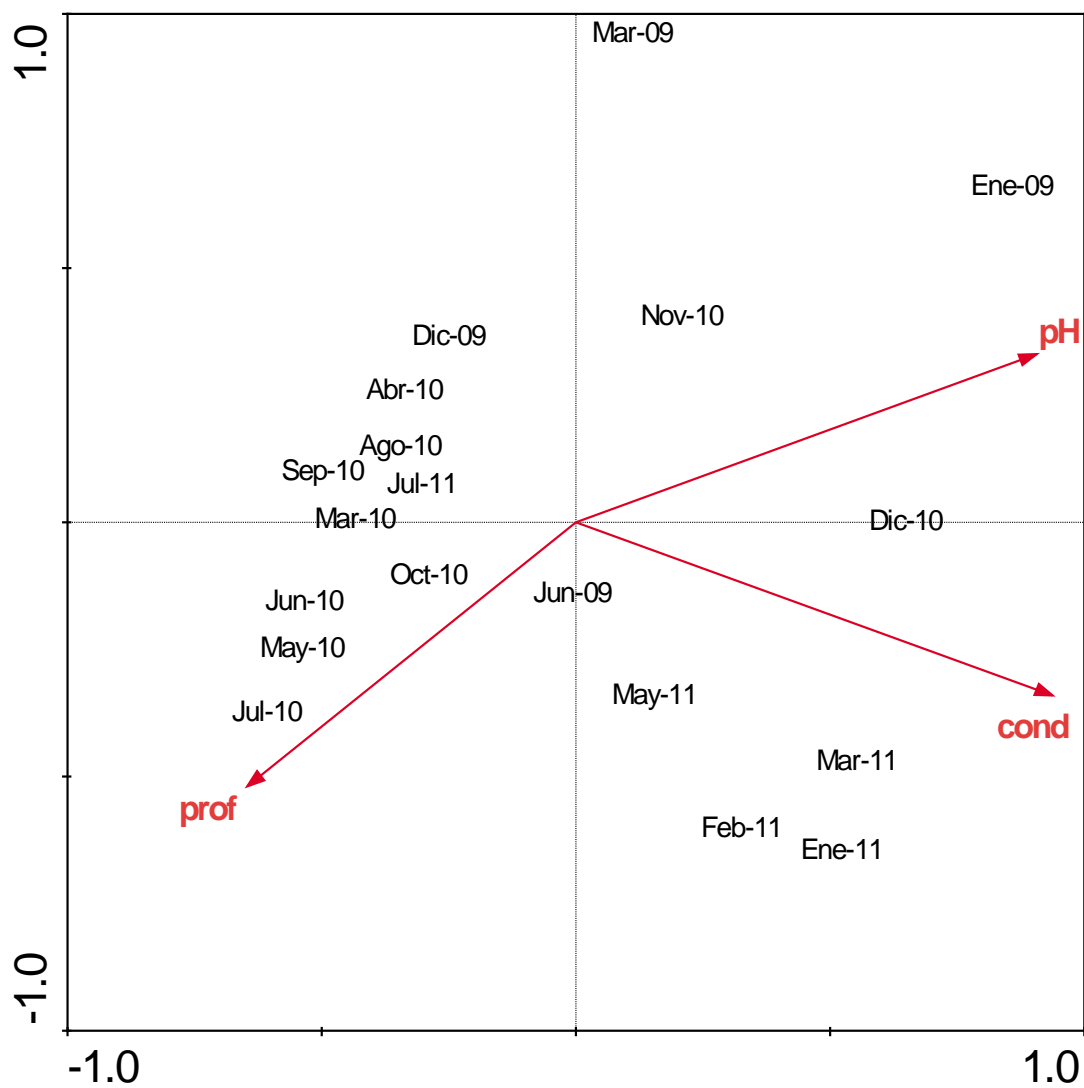


Figura 30. Biplot de los muestreos realizados y las variables ambientales que resultaron significativas para todo el período de muestreo.

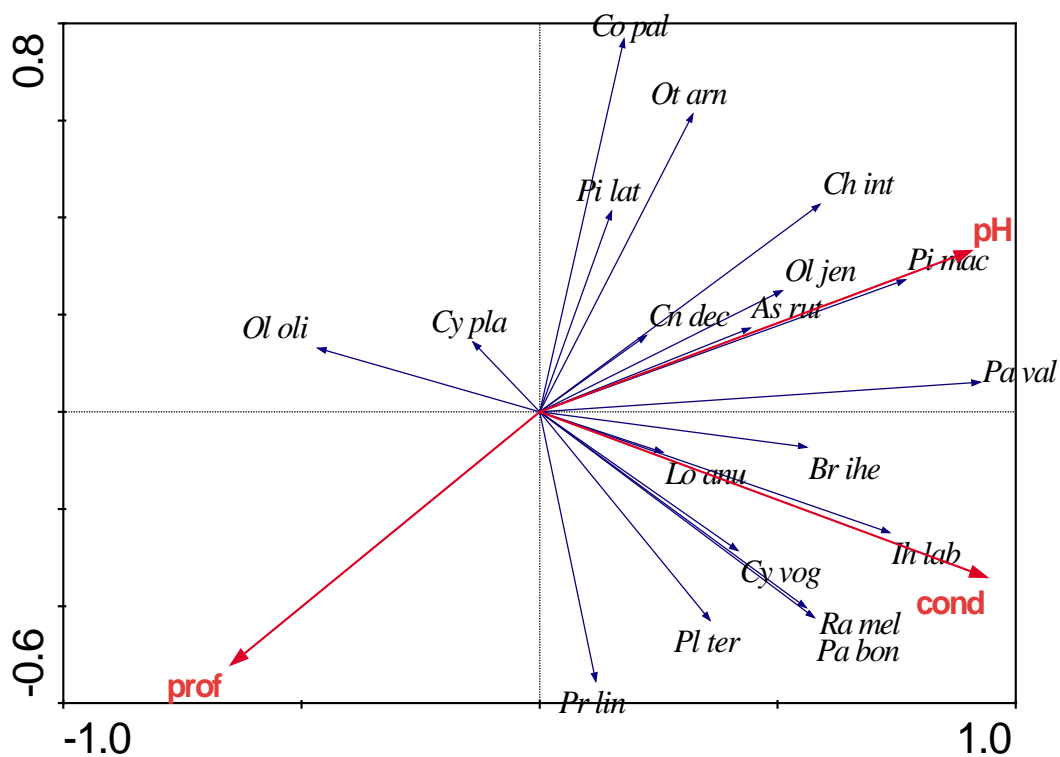


Figura 31. Biplot de especies y las variables ambientales que resultaron significativas para todo el período de muestreo. *Co pal*=*Corydoras paleatus*, *Cn dec*=*Cnesterodon decemmaculatus*, *Ot arm*=*Otocinclus arnoldi*, *Br ihe*=*Bryconamericus iheringii*, *Lo anu*=*Loricariichthys anus*, *Pr lin*=*Prochilodus lineatus*, *Pi mac*=*Pimelodus maculatus*, *Ch int*=*Cheirodon interruptus*, *Pi lat*=*Pimelodella laticeps*, *Cy vog*=*Cyphocharax voga*, *Ol Jen*=*Oligosarcus jenynsii*, *Cy pla*=*Cyphocharax platanus*, *As rut*=*Astynax rutilus*, *Ol oli*=*Oligosarcus oligolepis*, *Ih lab*=*Iheringichthys labrosus*, *Pa val*=*Parapimelodus valenciennis*, *Pa bon*=*Pachyurus bonariensis*, *Pl ter*=*Plagioscion ternetzi*, *Ra mel*=*Ramnogaster melanostoma*.

2.5.11.5 Diagrama de Olmstead Tukey y comparación de la composición del ensamble actual con el registrado por Almirón et al. 2000 en el periodo 1991-1993.

En el diagrama de Olmstead Tukey (Fig. 32) se puede observar que 18 especies fueron dominantes, 24 presentaron carácter ocasional y 14 fueron accidentales. No se observaron especies comunes.

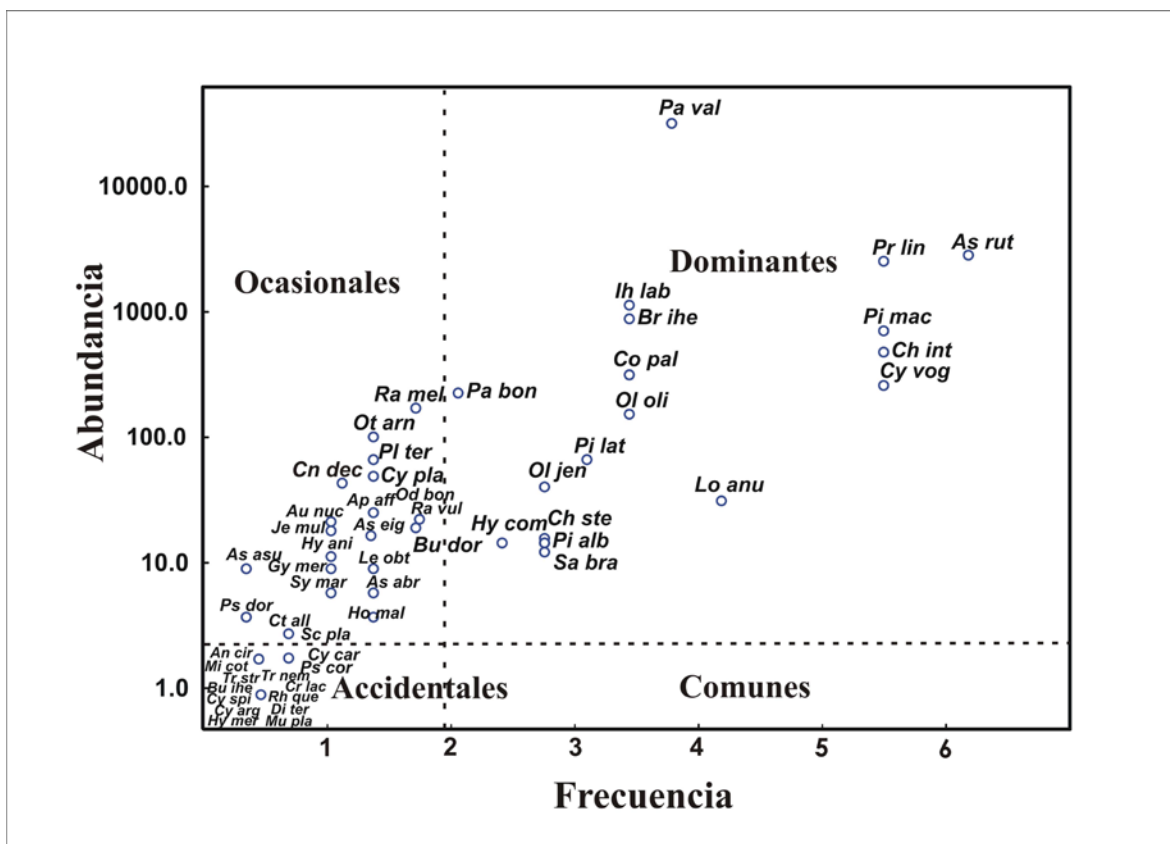


Figura 32. Diagrama de Olmstead Tukey realizado con todas la especies registradas durante todo el periodo de muestreo.

En el relevamiento actual se registraron 56 especies de peces (tabla 77) pertenecientes a 8 órdenes y 22 familias. El orden Characiformes fue el más representativo con 28 especies (50 %), luego los Siluriformes con 17 (30,3 %), los Perciformes con cinco, Cyprinodontiformes con dos y los Clupeiformes, Cypriniformes, Atheriniformes y Synbranchiformes con una sola especie cada uno. La única especie introducida corresponde a la carpa común *Cyprinus Carpio*. Cinco especies (9,2 %) resultaron ser permanentes, 13 (24,1 %) semipermanentes y 36 (66,7 %) resultaron ser ocasionales. Dentro de las 36 especies ocasionales 13 fueron registradas en un solo relevamiento. Almirón et al. (2000) determinaron la presencia 54 especies en el período 1991-93 de las cuales 42

(76,4 %) fueron registradas durante el período 2009-11 (tabla 63). 14 especies fueron registradas por primera vez en el presente trabajo (tabla 63) y 12 especies halladas en 1991-93 no fueron registradas en el presente.

Tabla 77. Abundancia (n) y biomasa (b) para los 2 sitios de estudio durante los dos períodos de muestreo (1991-93/2009-11). La primera parte de la tabla corresponde a las especies registradas en común en los dos períodos, la segunda a las registradas sólo en el período 2009-2011, y la última solo en el periodo 1991-93,* especies ocasionales, **semipermanentes ***permanentes, †especies registradas en las nacientes del arroyo.

	estación 1					estación 2			
		2009-11		1991-93		2009-11		1991-93	
En común	Lst (mm)	n	b (g)	n	b (g)	n	b (g)	n	b (g)
<i>Prochilodus lineatus</i> ***	136,5 ± 12,4	799	59.462	6	2.017	797	59.990		
<i>Cyphocharax voga</i> ***	90,6 ± 25,4	88	2.028	2	37,6	103	3.056	3	89,4
<i>Schizodon platae</i> *	174,0 ± 16,4		0	1	25,0	3	381,0		
<i>Charax stenopterus</i> *	52,8 ± 18,8	9	51,5	183	607,2	6	5,0	59	229,1
<i>Salminus brasiliensis</i> *	216,2 ± 47,3	11	2.581	1	56,0	3	577,5		
<i>Pseudocorynopoma doriae</i> *	42,5 ± 2,1	4	6,5	22	49,9			30	58,6
<i>Diapoma terofali</i> *	41,7	1	0,8	27	34,2			13	14,4
<i>Astyanax eigenmanniorum</i> *	53,2 ± 10,4	13	57	53	104,4	3	12,5	35	89,1
<i>Astyanax rutilus</i> ***	62,6 ± 26,1	1.434	4.562	145	619,9	318	1.661	50	223,8
<i>Bryconamericus iheringi</i> **	35,1 ± 8,5	355	462,5	73	118,5	254	381,5	48	61,5
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i> *	46,5	1	2,5	8	28,0				
<i>Oligosarcus jenynsii</i> **	76,3 ± 15,8	32	235,1	9	100,2	4	73,5	9	148,2
<i>Oligosarcus oliglepis</i> **	90,6 ± 20,7	71	730,5	3	38,5	50	591,6		
<i>Cheirodon interruptus</i> ***	31,6 ± 5,9	250	258,5	174	129,7	94	61,3	113	67,9
<i>Raphiodon vulpinus</i> *	99,8 ± 34,5	13	97,5	30	822,5	6	84,0	13	348,0
<i>Hoplias malabaricus</i> *	194,0 ± 123,5	3	656	1	30,0	1	621,0	1	0,20
<i>Corydoras paleatus</i> **	40,8 ± 10,2	163	505	130	402,9	73	248,5	327	825,9
<i>Otocinclus arnoldi</i> *	35,4 ± 4,9	78	82	25	20,3	5	6,0	128	79,6
<i>Loricariichthys anus</i> **	165,6 ± 124,5	16	2.255	5	1.398	13	1.017	4	4,9
<i>Hypostomus commersoni</i> **	158,3 ± 134,2	10	3.289	9	2.635	4	828,5	54	220,9
<i>Ancistrus cirrhosus</i> *	-		0			2	0,5	22	44,9
<i>Auchenipterus osteomystax</i> *	55,8 ± 16,6	6	17,5	62	36,3	14	49,0		
<i>Trachelyopterus striatulus</i> *	75,9		0	2	4,6	1	12,0		

Tabla 77. Continuación

<i>Iheringichthys labrosus</i> **	59,3 ± 14,7	317	1.183	2	83,0	442	1.401	13	44,1
<i>Parapimelodus valenciennis</i> **	47,3 ± 19,8	13.901	14.290	1	16,5	2.341	4.762	3	7,4
<i>Pimelodus maculatus</i> ***	87,9 ± 27,9	328	3.402	9	293,5	166	2.704	3	49,4
<i>Pimelodella laticeps</i> **	47,3 ± 10,2	26	52	228	405,1	30	70,8	349	836,8
<i>Rhamdia quelen</i> *	322,0	1	703					2	331,0
<i>Microglanis cottoides</i> *	40,3	1	1,5	1	2,4			3	3,24
<i>Bunocephalus doriae</i> *	53,6 ± 18,8	1	11,5	1	3,5	17	31,5	11	36,4
<i>Bunocephalus iheringi</i> *	33,6 ± 5,7		0			1	12,5	1	6,0
<i>Odontesthes bonariensis</i> *	42,8 ± 12,0	20	22	1	4,0	2	12,5		
<i>Jenynsia multidentata</i> *	34,7 ± 5,4	15	25	1	2,5	2	2,0	10	4,9
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> *	21,3 ± 4,1	20	4	399	39,4	20	2,5	1.459	124,0
<i>Synbranchus marmoratus</i> *	389,4 ± 77,5	4	401,5			2	74,0	1	13,0
<i>Pachyrurus bonariensis</i> **	47,3 ± 13,1	80	188	3	79,0	91	150,0	7	15,2
<i>Plagioscion ternetzi</i> *	42,2 ± 13,3	47	114	6	6,5	10	26,5		
<i>Crenicichla scotti</i> *	166,9	1	86					1	
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i> *	33,4 ± 9,5	9	14,5	22	123,4			16	15,1
<i>Mugil platanus</i> *	24,1	1	0,5	1	0,3				
<i>Steindachnerina biornata</i> †	-			19	274,5				
<i>Characidium rachovii</i> †	-			7	3,9			8	3,4
sólo en 2009-2011									
<i>Apareiodon affinis</i>	36,6 ± 3,2	12	9,5			11	8,5		
<i>Ramnogaster melanostoma</i>	32,3 ± 10,5	44	32			89	66,0		
<i>Cyprinus carpio</i>	375,0 ± 205,1	2	3.563						
<i>Cyphocharax platanus</i>	95,4 ± 10,2	24	474,5			18	401,5		
<i>Cyphocharax spilotos</i>	109,8	1	30,5						
<i>Leporinus obtusidens</i>	136,2 ± 20,6	7	281,5			2	297,0		
<i>Cynopotamus argenteus</i>	121,2	1	23						
<i>Triportheus nematurus</i>	80,7		0			1	12,5		
<i>Astyanax abramis</i>	60,5 ± 10,8	4	17,5			3	25,0		
<i>Astyanax asuncionensis</i>	54,7 ± 12,8	10	45						
<i>Ctenobrycon alleni</i>	54,3 ± 11,8	2	18						
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	47,3 ± 6,6	10	31,3						
<i>Pimelodus albicans</i>	125,3 ± 24,5	7	214			5	256,5		
<i>Pseudoplatystoma corruscans</i>	298 ± 11,3	1	280			1	240,0		
sólo 1991-93									
<i>Heterocheiroidon yatai</i>			0	9	7,1			5	2,4
<i>Austrolebias bellotti</i>			0	7	2,5			41	5,2

Tabla 77. Continuación

<i>Ageneiosus valenciennesi</i>	0	4	173,0					
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	0	3	9,0				21	1,8
<i>Acestrorhynchus pantaneiro</i>	0	1	23,0					
<i>Australoheros facetum</i>	0	1	6,0				1	3,0
<i>Pimelodella gracilis</i>	0						1	-
<i>Luciopimelodus pati</i>	0						1	8,2
<i>Otocinclus vittatus</i>	0						8	2,8
<i>Rineloricaria lima</i>	0						13	46,2
<i>Hisonotus maculipinnis</i>	0						3	1,1
<i>Bryconamericus rubropictus</i>	0						1	6,0
Total	18.253	102.860	1.696	10.840	5.008	80.215	2.891	4.023

Las diferencias en el número de órdenes y familias (tabla 78) se deben a que en el presente trabajo se registró la carpa común *Cyprinus carpio* un Cypriniforme de la familia Cyprinidae y la mandufia *Ramnogaster melanostoma* un Clupeiforme de la familia Clupeidae. También a la presencia en el periodo 2009-11 de la familia Parodontidae y a la ausencia de las familias Rivulidae y Acestrorhynchidae.

Tabla 78. Número de órdenes, familias y especies para los dos períodos de estudio

	órdenes	Familias	especies
2009-11	8	24	56
1991-93	6	23	54
2009-11 no 1991-93	2	3	14
1991-93 no 2009-11	0	2	12
en común	6	21	42

En relación a la frecuencia de aparición sólo 11 especies mantuvieron el mismo status que a principios de la década del 90: *Bunocephalus iheringi*, *Mugil platanus*, *Trachelyopterus striatulus*, *Schizodon platae*, *Plagioscion ternetzi*, *Odontesthes bonariensis*, *Raphiodon vulpinus*, *Oligosarcus jenynsii*, *Loricariichthys anus*, *Cheirodon interruptus* y *Astyanax rutilus*. Siete especies cambiaron su estatus de permanente a ocasional: *Pseudocorynopoma doriae*, *Auchenipterus nuchalis*,

Cnesterodon decemmaculatus, *Gymnogeophagus meridionalis*, *Jenynsia multidentata*, *Astyanax eigenmanniorum* y *Otocinclus arnoldi*. Seis especies pasaron de semipermanentes a ocasionales: *Diapoma terofali*, *Hyphessobrycon meridionalis*, *Microglanis cottoides*, *Rhamdia quelen*, *Hoplias malabaricus*, *Bunocephalus doriae*. Cinco especies cambiaron su estatus de permanentes a semipermanentes: *Hypostomus commersoni*, *Charax stenopterus*, *Pimelodella laticeps*, *Bryconamericus iheringi*, *Corydoras paleatus*. Cinco especies cambiaron su estatus de ocasional a semipermanente: *Pachyurus bonariensis*, *Salminus brasiliensis*, *Iheringichthys labrosus*, *Oligosarcus oliglepis*, *Parapimelodus valenciennis*. Una especie cambio su estatus de ocasional a permanente: *Prochilodus lineatus* y dos especies cambiaron su estatus de semipermanente a permanente: *Pimelodus maculatus* y *Cyphocharax voga*.

2.5.11.6 Comparación de la abundancia, la biomasa y la estructura del ensamble actual con el registrado por Almirón et al. 2000.

A pesar de las grandes de las grandes diferencias observadas en la abundancia de la estación 1 entre los dos períodos de estudio el test de Wilcoxon no mostró diferencias estadísticamente significativas para ninguna de las dos estaciones ($W= 0,053$; $p= 0,05$) y ($W= 0,925$; $p= 0,05$) para la estación 1 y 2 respectivamente. No obstante se observaron diferencias significativas en relación a la biomasa total para la estación 1 ($W= 0,004$; $p= 0,05$) mientras que en la estación 2 las diferencias no fueron significativas ($W=0,110$; $p= 0,05$).

En el presente trabajo en la estación 1 se registraron 18.253 ejemplares. El 93,8 % correspondió a 6 especies: *Parapimelodus valenciennis* (76,2 %), *Astyanax rutilus* (7,8 %), *Prochilodus lineatus* (4,4 %), *Bryconamericus iheringi* (1,9 %), *Pimelodus maculatus* (1,8 %) y *Iheringichthys labrosus* (1,7 %). En el periodo 1991-93 en la estación 1 la abundancia total fue de 1.696, representando el 9,3 % de la abundancia registrada en el presente trabajo. Seis especies acumularon el 72,6 % de la abundancia total: *Cnesterodon decemmaculatus* (23,5 %), *Pimelodella laticeps* (13,4 %), *Cheirodon interruptus* (10,1 %), *Charax stenopterus* (9,4 %) *A. rutilus* (8,5 %) y *Corydoras paleatus* (7,7 %). La mojarra *A. rutilus* es la única que aparece entre las especies dominantes en los dos períodos de trabajo, en relación a las demás se observa un cambio en la dominancia debido a la mayor abundancia en el presente trabajo de especies que habitan en el Río de La Plata.

La biomasa total actual de la estación 1 fue de 102,8 kg y el 90,0 % correspondió a nueve especies: *P. lineatus* (57,4 %), *P. valenciennis* (13,9 %), *A. rutilus* (4,4 %), *P. maculatus* (3,3 %), *Hypostomus commersoni* (3,2 %), *Salminus brasiliensis* (2,5 %), *Loricariichthys anus* (2,2 %)

Cyphocharax voga (2,0 %) e *I. labrosus* (1,1 %). En el periodo 1991-93 la biomasa total de la estación 1 fue 10,8 kg, representando el 10,5 % de la biomasa registrada en el periodo actual. El 74,7 % estuvo representado por 6 especies: *H. commersoni* (24,3 %) *P. lineatus* (18,6 %), *L. anus* (12,9 %), *Raphiodon vulpinus* (7,6 %) *A. rutilus* (5,7 %) y *Charax stenopterus* (5,6 %). Como mencionó anteriormente las diferencias en la biomasa de las especies registradas en común entre los dos períodos resultó significativa. Se observan disminuciones en la biomasa de *H. Commersoni*, *A. rutilus* y *L. anus* relación y un aumento en la biomasa del sábalo *P. lineatus* en relación al periodo 1991-93.

En la estación 2 se registraron 5.008 ejemplares donde el 90 % correspondió a 8 especies: *P. valenciennis* (46,7 %), *P. lineatus* (15,9 %), *I. labrosus* (8,8 %), *A. rutilus* (6,3 %) *B. iheringi* (5,1 %) *P. maculatus* (3,3 %), *C. voga* (2,1 %) y *C. interruptus* (1,9 %). La biomasa total fue de 80 kg y el 93 % estuvo representado por *P. lineatus* (74,8 %), *P. valenciennis* (5,9 %), *C. voga* (3,8 %), *P. maculatus* (3,4 %), *A. rutilus* (2,1 %), *I. labrosus* (1,8 %) y *L. anus* (1,2 %). En el periodo 1991-93 en la estación 2 se registraron 2.891 ejemplares representando el 57,7 % de la abundancia del presente trabajo. El 78,8 % estuvo representado por 4 especies: *C. decemmaculatus* (50,8 %), *P. laticeps* (12,1 %), *C. paleatus* (11,4 %) y *Otocinclus arnoldi* (4,5 %). La biomasa total en la estación 2 fue de 4 kg representando el 5 % de la biomasa actual donde el 75 % estuvo representado por *P. laticeps* (20,8 %), *C. paleatus* (20,6 %), *R. vulpinus* (8,7 %), *Rhamdia quelen* (8,2 %), *C. stenopterus* (5,7 %), *A. rutilus* (5,6 %) e *H. commersoni* (5,5 %). Si bien las diferencias observadas no resultaron estadísticamente significativas en la estación 2 se observa que tanto en la abundancia como en la biomasa ocurrió un aumento de las especies que entran desde el Río de la Plata en detrimento de aquellas que son más comunes en los arroyos Pampeanos.

En la figura 33 se pueden observar de forma comparativa la abundancia total de las especies registradas en común en las dos estaciones de muestreo y para los dos períodos de muestreo. Se observan aumentos en las abundancias durante el periodo 2009-11 en las dos especies de corvinas de río representantes de la familia Sciaenidae *Pachyurus bonariensis* y *Plagioscion ternetzi*, en la abundancia de el pejerrey *Odontesthes bonariensis* representante de la familia Atherinopsidae, en tres Siluriformes *Pimelodus maculatus*, *Parapimelodus valenciennis* y *Iheringichthys labrosus* representantes de la familia Pimelodidae y por último dentro de los Characiformes se observaron aumentos en el sábalo *Prochilodus lineatus* de la familia Prochilodontidae, en el sabalito *Cyphocharax voga* Curimatidae y dentro de la familia Characidae en el dorado *Salminus brasiliensis* y en el dientado *Oligosarcus oligolepis*. Por el contrario se observaron disminuciones

importantes en las abundancias de la madrecita de agua *Cnesterodon decemmaculatus* un Cyprinodontiforme de la familia Poeciliidae y dentro de los Characiformes en *Diapoma terofali* y *Pseudocorynopoma doriae* pertenecientes a la familia Characidae.

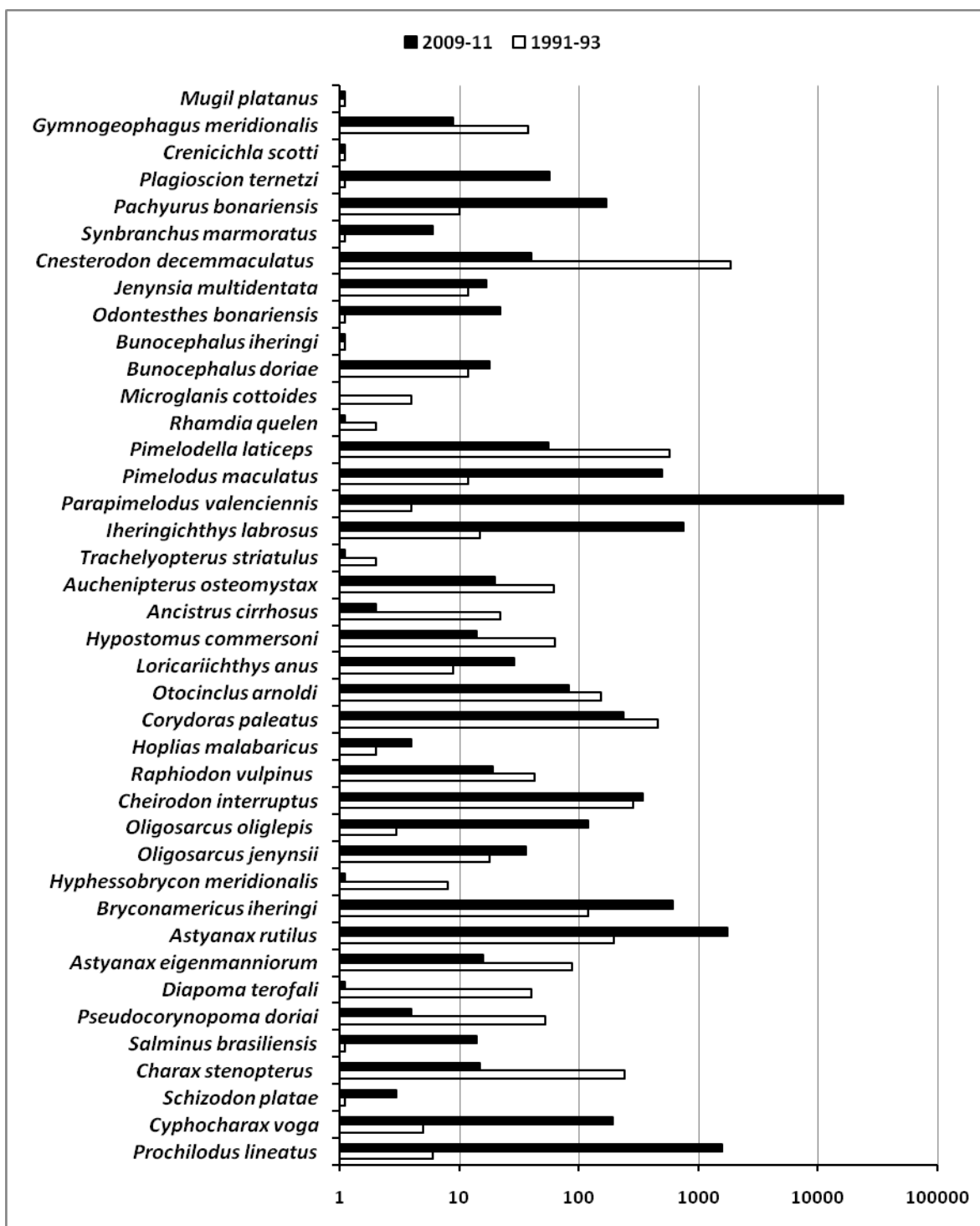


Figura 33. Comparación de las abundancias totales de las especies que fueron registradas durante los dos períodos de muestreo.

2.6 Discusión

2.6.1 Comparación espacial (diferentes sitios de muestreo en los diferentes arroyos).

2.6.1.1 Características limnológicas

Si bien se observó una correlación inversa entre varios de los atributos ecológicos de los ensambles de peces y casi todos los nutrientes, una de las causas de la baja complejidad registrada en sitios disturbados puede estar relacionada con la toxicidad producida por el amoníaco. En el agua, el amonio se encuentra en equilibrio químico con el amoníaco, también referido como amonio no ionizado, equilibrio regulado por el pH: $\text{NH}_3 + \text{H} = \text{NH}_4^+$, siendo la forma deionizada (NH_3) 100 veces más tóxica para los peces que la forma iónica (NH_4^+). Si bien existen diferencias de sensibilidad entre especies se asume que exposiciones a concentraciones mayores a 0,05 mg/l de amonio deionizado resultan tóxicas, produciendo daños en las branquias e hígado (Environment Canada 2010). La especie más sensible conocida es la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) la mínima concentración que produce daño (LEC: Lowest effect concentration) es 0,04 mg/l. Las concentraciones letales 50% (CL50) a 48-96 hs de exposición en peces registran un rango de variación de 0,56 – 2,37 mg/l (Environment Canada 2010). Como el equilibrio químico entre las dos formas de amonio esta regulado por el pH, la toxicidad aumenta con la alcalinidad. Así, la CL 50 a 72 h para *Notemigonus crysoleucas* disminuyó de 1,26 mg/l a pH 7 a 0,71 mg/l a pH 9 (Sink et al. 2010). En nuestro medio Mariñelarena y Gomez (2008) mostraron que las concentraciones de amonio y registros de pH de ambientes pampeanos en ocasiones resultan indicativos de eventos de toxicidad aguda sobre todo en ambientes sometidos a procesos de eutrofización por enriquecimiento con nutrientes. Registros obtenidos en muestreos periódicos en la Laguna de Lobos, que recibían aportes cloacales de la ciudad homónima mostraron eventos de toxicidad. Los autores desarrollaron un método gráfico, adaptado de trabajos previos, para estimar la concentración de amonio deionizado en función de la determinación estándar de amonio total y el pH. En el presente trabajo se utilizó el método propuesto por Emerson et al. (1975), que provee un factor para estimar la concentración de amonio deionizado en función de la concentración determinada de amonio total, el pH y la temperatura. Los resultados se compararon con la solución gráfica propuesta por

Mariñelarena y Gomez (2008), que resultaron consistentes. Las concentraciones calculadas de amonio deionizado superaron el umbral crítico de toxicidad en los arroyos de cuencas más disturbadas. En el arroyo Zapata en dos oportunidades en el tramo medio y en una en el inferior (0,93 y 0,81 mg/l) y (0,15 mg/l) respectivamente. En el arroyo Rodríguez se determinaron concentraciones mayores que el umbral de toxicidad en dos oportunidades en el tramo superior (0,10 y 0,20 mg/l) y medio (0,39 y 0,10 mg/l), y en tres en el inferior (0,05, 0,15 y 0,49 mg/l) En la tabla 58 se pueden observar las fechas y los sitios donde se detectaron concentraciones elevadas de amoniaco. También se estimó una concentración mayor que el umbral en el arroyo Buñirigo inferior, aguas abajo de las industrias. La referida correlación inversa entre la concentración de amonio y los atributos del ensamble de peces y la ocurrencia de toxicidad en los sitios en que se registraron las menores riquezas específicas en los arroyos Zapata y Rodríguez superior, sugieren una relación causa efecto. En el caso del arroyo Rodríguez, cuya cuenca es fundamentalmente urbana la elevada concentración de nutrientes esta relacionada con aportes cloacales domiciliarios y eventualmente industriales.

Tabla 79. Muestreos en los que se registraron concentraciones de amoníaco mayores al umbral de toxicidad.

	Temp. (°C)	pH	O ₂ (mg/l)	NH ₃ mg l ⁻¹
Z2 dic 2010	30,2	9,2	15	0,93
Z2 mar 2011	22	8,4	13,7	0,81
Z3 dic 2010	30	8,9	11,2	0,15
R1 nov 2009	24	7,4	0,3	0,10
R1 dic 2010	24	7,5	0,4	0,2
R2 dic 2010	25,5	7,7	4	0,39
R2 mar 2011	22,5	7,3	3	0,10
R3 sep 2010	18	7,5	7,5	0,05
R3 dic 2010	31,5	8,3	9,4	0,15
R3 mar 2011	22,1	8	8,6	0,48
B3 may 2011	14	8,1	13,5	0,22

En el caso del arroyo Zapata, una cuenca rural de usos múltiples, hay varios aportes simultáneos. La agricultura es una fuente de nutrientes. Cuando se fertiliza un cultivo una proporción variable es arrastrada por la escorrentía superficial a los cursos de agua adyacentes. Mugni (2009) mostró que la concentración de nutrientes en el agua de escorrentía se relacionó con la fertilización de los cultivos adyacentes. La primera lluvia con posterioridad a la fertilización registró la mayor

concentración de nutrientes. En el caso del nitrógeno inorgánico, la máxima concentración se registró cuando se utilizó un fertilizante líquido (mezcla de urea, nitrato y amonio) en el cultivo de maíz y la menor en coincidencia con el cultivo de soja, que por ser una leguminosa fijadora simbiótica de nitrógeno atmosférico no se fertiliza con nitrógeno. Mugni (2009) estudió las nacientes del arroyo El Pescado en un sitio en que el arroyo atraviesa un campo que fue cultivado en años sucesivos con soja, trigo y maíz. Las concentraciones de nutrientes registradas, como así también las registradas en el presente estudio en El Pescado superior, resultaron menores a las determinadas en el arroyo Zapata, sugiriendo que otras fuentes de contaminación son proporcionalmente más importantes en este arroyo. No fue posible tomar muestras de efluentes de los feedlots y de los establecimientos avícolas. No obstante, parece plausible que la acumulación masiva de heces producto del hacinamiento animal represente el principal aporte de nutrientes al arroyo.

El análisis multivariado segrega claramente los ambientes de cuencas con mayor grado de disturbio (arroyos Zapata y Rodriguez) agrupandolas en la parte superior izquierda (grupo 1), caracterizadas por mayores registros de pH y PRS, relacionadas con la eutrofización de los arroyos por aumento del aporte de nutrientes. En el cuadrante inferior izquierdo (grupo 2) se agrupan las nacientes de los arroyos con menor grado de disturbio en sus cuencas, caracterizados por menores concentraciones de nutrientes, registros de pH en torno a la neutralidad y bajos niveles de conductividad. Las nacientes de los arroyos se sitúan en la divisoria de aguas entre las cuencas que drenan hacia el Río de la Plata y las que drenan hacia el Río Samborombom, que corresponde a la traza de la ruta provincial 36. Son ambientes someros que se secan en períodos de sequia. Todos los arroyos profundizan su cauce respecto a la superficie del terreno y registran mayor profundidad en sus tramos medio e inferior, evitando la sequedad en los períodos de estiaje y registrando simultáneamente un importante incremento de la conductividad, que indica el aporte de agua de napa, de elevado contenido salino (Mugni 2009), es el conjunto de sitios que se agrupan a la derecha en el análisis multivariado (grupo 3).

El aporte de nutrientes genera el proceso de eutrofización, caracterizado por el desarrollo masivo de fitoplancton deviniendo en sucesivas floraciones algales. Durante las floraciones (Fig. 34), la mayor actividad fotosintética causa fluctuaciones simultáneas del oxígeno disuelto y el pH. El aumento del pH es producto de la fijación de CO_2 producida por la actividad fotosintética. En varios sitios se observó correlación entre ambas variables. El aumento de pH produce los pulsos observados de toxicidad del amonio porque desplaza el equilibrio químico hacia el amonio deionizado. Con posterioridad a una floración algal la acumulación de detritus en el fondo genera una demanda química y bioquímica que producirá una disminución significativa del oxígeno. En la figura 35

puede observarse la acumulación de detritus en el copo de la red de arrastre y también larvas de quironomidos (Diptera, Chironomidae), algunas especies de esta familia en particular las del genero *Chiromus* sp presentan amplia tolerancia a condiciones ambientales críticas y se encuentran bien representados en ríos y arroyos de la provincia de Buenos Aires con altos grados de contaminación (Paggi 2003). Así, un cuerpo de agua eutrófico registrará un rango de variación del oxígeno disuelto con registros extremos, tal como se registró en el arroyo Zapata, donde la concentración osciló entre 0,5 y 14 mg/l. También se registraron concentraciones muy bajas en el arroyo Rodriguez: 0,3 mg/l.



Figura 34. Floración algal en el tramo medio del arroyo Zapata (Z2).



Figura 35. Detritus orgánicos en el copo de la red de arrastre en el tramo medio del arroyo Zapata (Z2). Se pueden observar también larvas de quironimidos (Diptera, Chironomidae) en color rojo.

Dado que el oxígeno disuelto registra tanto los valores máximos como los mínimos en los sitios más contaminados el análisis multivariado no selecciona esta variable para discriminar estos ambientes: el pH y la concentración de PRS resultan mejores indicadores de contaminación en los ambientes estudiados. La tolerancia a la deficiencia de oxígeno disuelto es variable entre diferentes especies. Doudoroff y Shunway (1970) recopilaron la tolerancia a bajas concentraciones de oxígeno para casi 100 especies de peces, la mayoría del hemisferio norte, concluyendo que se podría tomar como perjudicial un valor crítico de 3 mg/l. Whitworth y Irwin (1961) no observaron mortalidad a concentraciones de 1 mg/l en dos especies de la familia Poeciliidae: (*Gambusia affinis* y *Poecilia reticula*) filogenéticamente emparentadas con *Cnesteron decemmaculatus*.

Gomez (2003) determinó que la concentración letal (CL) de oxígeno disuelto para *Pimelodella laticeps* y *Corydoras paleatus* fue de 0,882 y 0,722 mg/l respectivamente. Además realizó una compilación bibliográfica y encontró que la concentración letal o concentración de pérdida del equilibrio (CPE) para diez especies correspondientes a ocho géneros de peces neotropicales,

incluyendo las mencionadas anteriormente, todos de ambientes lénticos o zonas lentas de ambientes lóticos poseen valores medios de CL (menores a 0,882 mg/l) y CPE (0,264 a 1,53 mg/l) bajos concluyendo que la concentración letal y la de pérdida del equilibrio están relacionada con el hábitat de los de los peces, donde los de ambientes lenticos o zonas lentas de ambientes loticos, con disponibilidad de oxígeno limitada, presentan mayor tolerancia a las bajas concentraciones de oxígeno.

En el presente trabajo se registraron en los arroyos Rodríguez y Zapata concentraciones de oxígeno disuelto menores a las citadas en la bibliografía como letales para algunos peces. Estos sitios estuvieron caracterizados por la dominancia de las especies *Corydoras paleatus* y *Cnesterodon decemmaculatus*. Las especies del género *Corydoras* poseen la capacidad de respiración aérea (Ringuelet et al. 1975). Kramer y McClure (1980) observaron que *Corydoras aeneus* puede realizar intercambio gaseoso en la parte posterior del intestino. *C. decemmaculatus* al igual que otros Cyprinodontiformes presenta adaptaciones anatómicas conformadas por la orientación de la boca hacia arriba y el achatamiento de la cabeza que le permiten utilizar el gradiente de oxígeno en el estrato inmediato a la superficie sin alterar su postura de natación habitual (Lewis 1970; Kramer y Mehegan 1981). Este patrón de dominancia de estas especies es coincidente con el observado por Bistoni et al. (1999) y Hued y Bistoni (2005) quienes registraron en arroyos de la provincia de Córdoba que *C. decemmaculatus* y *C. paleatus* conforman un grupo de especies cuyos valores de abundancia relativa se correlaciona con los valores más bajos en la calidad del agua.

2.6.1.2 Composición específica de los ensambles en los diferentes arroyos.

Se informan en el presente trabajo nuevos registros en el arroyo Zapata haciendo que el número de especies se incremente de 12 (Lopez et al. 2009) a 17. Se observa por primera vez la presencia de *Cyprinus carpio*, *Prochilodus lineatus*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Astyanax rutilus*, *Oligosarcus oligolepis*, *Corydoras paleatus*, *Jenynsia multidentata*, y *Cnesterodon decemmaculatus*. Algunas especies presentes en el arroyo Zapata en el trabajo de Lopez et al. (2009) no fueron colectadas en el presente trabajo: *Steindachnerina biornata*, *Characidium rachovii*, *Oligosarcus jenynsi*, *Charax stenopterus*, *Synbranchus marmoratus*, *Pseudocorynopoma doriae* e *Hyphessobrycon meridionalis*. A excepción de *Synbranchus marmoratus* el resto del grupo estuvo presente en las nacientes de los arroyos Buñirigo y El Pescado y en el arroyo Juan Blanco. *Pseudocorynopoma doriae* e *Hyphessobrycon meridionalis* estuvieron presentes en su afluente SN cuya cuenca muestra menor grado de disturbio en coincidencia con los mejores parámetros de calidad de aguas.

Fernandez et al. (2008) citan la presencia de *Pseudocorynopoma doriae* y *Oligosarcus jenynsii* en los arroyos Manantiales y El Portugues y *Characidium rachovii* para el arroyo Manantiales. En el estudio del arroyo Las Flores un arroyo de llanura donde los valores de diversidad y de los parámetros físicoquímicos sugieren escaso disturbio en la cuenca se observó la presencia de *Hyphessobrycon meridionalis*, *Oligosarcus Jenynsii* y *Pseudocorynopoma doriae*, y una especie muy emparentada con *Characidium rachovii* (*Characidium fasciatum*) (Di marzio et al. 2003). En el arroyo la Chozza perteneciente a la cuenca alta del río Reconquista, Colautti et al. (2009) colectaron *Steindachnerina biornata*, *Oligosarcus Jenynsii* y *Pseudocorynopoma doriae*. Remes Lenicov et al. (2005) estudiaron el ensamble de peces del arroyo Rodriguez y describe la presencia de *Characidium rachovii* y *Pseudocorynopoma doriae* restringidas a las nacientes del arroyo donde los autores describen que el cauce se encontraba menos modificado y con presencia de abundante vegetación riparia y sugieren que estos peces estarían asociados a una mejor calidad ambiental. La información aportada en el presente trabajo es coincidente con las observaciones previas sugiriendo que este grupo de especies son componentes típicas de los ambientes pampeanos, están asociadas con buenas condiciones ambientales y su ausencia de los sitios más disturbados se relaciona con los síntomas evidentes de contaminación, representando por tal motivo indicadoras sensibles de la calidad del agua.

Para el arroyo Buñirigo el número de especies asciende de 10 (Lopez et al. 2009) a 38 en el presente trabajo. Todas las especies que se mencionan en el trabajo de Lopez et al. (2009) para el arroyo Buñirigo fueron colectadas en el presente trabajo. Se observa la presencia 28 nuevos registros para el arroyo.

Para el arroyo Juan Blanco el número de especies asciende de 14 (Lopez et al. 2009) a 30 en el presente trabajo. Sólo cuatro especies mencionadas en el trabajo de Lopez et al. (2009) no fueron colectadas en el presente trabajo: *Steindachnerina biornata*, *Charax stenopterus*, *Odondesthes retropinnis* y *Gymnogeophagus meridionalis*. Son diez las especies en común y 20 los nuevos registros, entre los cuales se destaca la presencia de un ejemplar de pequeño tamaño (210 mm de longitud) de pirá-pitá o salmon de río (*Brycon orbignyanus*) una especie que habita los ríos Parana, Uruguay y Río de la Plata. Se alimenta de vegetales, frutos, semillas silvestres y restos orgánicos.

En el caso del arroyo Rodriguez la riqueza específica disminuyó de 19 especies capturadas por Remes Lenicov et al. (2005) a 10 colectadas en el presente trabajo. No obstante, se observan cuatro registros nuevos para el arroyo: *Cyphocharax platanus*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Otocinclus arnoldi*, *Pimelodella laticeps* y *Rhamdia quelen*. Sólo cinco especies de las colectadas por Remes Lenicov et al. (2005) fueron colectadas en el presente trabajo. Como se comentó anteriormente el arroyo Rodriguez presentó bajas concentraciones de oxígeno disuelto en su tramo superior y

concentraciones tóxicas de amonio no iónico en todos los sitios, indicativos de un elevado grado de contaminación. Cabe destacar que en el tramo superior donde se registraron concentraciones extremas de oxígeno (0,3-0,4 mg/l) y tóxicas de amonio (tabla 58) se observó la presencia de *C. decemmaculatus* y *C. plateus*, confirmando la notable tolerancia de estas especies a condiciones ambientales críticas. No obstante, en muestreos donde los mencionados parámetros fueron menos extremos no se capturaron peces en el arroyo, indicando la presencia de toxicidad cuya causa se desconoce. La riqueza específica, diversidad y abundancia disminuyeron mientras que la abundancia relativa de las especies tolerantes se incrementó con el aumento de la urbanización en la cuenca.

En la figura 27 se observa que los sitios de las cuencas disturbadas (arroyos Rodríguez y Zapata) forman un grupo que está caracterizado por la dominancia de las especies: *Rhamdia quelen*, *C. Paleatus*, *C. decemmaculatus* y *Otocinclus arnoldi* (Fig. 28) por lo que se infiere que estas especies presentan tolerancia a los disturbios ambientales. Esto es consistente con lo observado por otros autores que estudiaron arroyos de cuencas disturbadas. Onorato et al. (2000) realizaron muestreos en 12 sitios en el río Cahaba, Alabama que habían sido relevados previamente en 1984. Registró la desaparición de 2 especies y grandes cambios en la abundancia relativa de algunos taxones. Los cyprinidos tolerantes a condiciones ambientales empobrecidas registraron un aumento mientras que los cyprinidos sensibles a perturbaciones disminuyeron, así como también la abundancia de algunos perciformes sensibles. El autor sostiene que estas modificaciones en las poblaciones de peces han ocurrido simultáneamente con el aumento de la urbanización masiva y la degradación resultante del agua y el hábitat. Boet et al. (1999) estudiaron el ensamble de peces de la cuenca del río Sena en Francia. Las modificaciones físicas como la canalización y las construcciones de embalses tanto en los cauces principales como en los afluentes principales causaron la desaparición de siete especies nativas. En relación a las especies que permanecen actualmente, la menor riqueza específica se registra aguas abajo de la ciudad de París y aguas abajo de una planta de tratamiento de aguas residuales donde se producen mortalidades frecuentes. Ese tramo del río está caracterizado por bajas concentraciones de oxígeno disuelto debido a los contaminantes orgánicos llevados por las aguas pluviales generando que los peces se muevan hacia sitios con mejor calidad de agua. Gafny et al. (2000) estudiaron el ensamble de peces del arroyo Yarqon que atraviesa la ciudad de Tel-Aviv en Israel y encuentran que la conductividad y la carga de materia orgánica es significativamente mayor aguas abajo de la ciudad. Los autores informan una correlación negativa entre la carga de materia orgánica con la riqueza específica y la abundancia.

Cunico et al. (2012) estudiaron la composición específica de 30 sitios en 10 arroyos con diferentes usos del suelo en la cuenca del río Piapó en el sur de Brasil en la región metropolitana de Maringá

observando que los valores de riqueza específica y diversidad fueron mayores en los sitios periurbanos y rurales que en los urbanos. Valores combinados de frecuencia de ocurrencia con abundancia relativa proponen a tres especies como indicadoras de ambientes urbanos: *Poecilia reticulata* (62%), *Rhamdia quelen* (50%) and *Cetopsorhamdia iheringi* (38%). En relación a las variables ambientales los entornos urbanos estuvieron caracterizados por la presencia de estructuras artificiales, la concentración elevada de nitrógeno, elevada conductividad, y bajas concentraciones de oxígeno disuelto. Las variables que caracterizan los ambientes peri-urbanos y rurales fueron la presencia de cobertura arborea, la vegetación riparia y el aumento de la sedimentación.

En arroyos de Carolina del Norte Lenat y Crawford (1994) observaron que los sitios con urbanización poseen las mayores concentraciones de sólidos suspendidos y los ensambles de peces registran los valores más bajos en el número de especies y en la biomasa y se caracterizan por la ausencia de especies intolerantes a la degradación ambiental.

Hued y Bistoni (2005) estudiaron 16 sitios en la cuenca del Río Suquía, en la Provincia de Córdoba y clasificaron a las especies en relación a su sensibilidad o tolerancia a la degradación ambiental basándose en las variaciones de la distribución y abundancia a través de un gradiente de calidad de agua. Observaron que la abundancia de *Oligosarcus jenynsi*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Cheirodon interruptus*, *Pimelodella laticeps*, *Rineloricaria catamarcensis* e *Hypostomus cordovae* fue alta en los sitios prístinos mientras que las mayores abundancias de *Corydoras paleatus*, *Gambusia affinis* y *C. decemmaculatus* fueron registradas en las zonas más degradadas.

En síntesis, puede afirmarse que el empobrecimiento de los ensambles de peces producido en cuencas urbanas por efecto de la contaminación ha sido registrado previamente en numerosas referencias bibliográficas que se detallaron en los párrafos precedentes. Por el contrario, a pesar de las extensas búsquedas bibliográficas llevadas a cabo, hasta donde llega nuestro conocimiento, el impacto de la intensificación agrícola de usos múltiples (incluyendo el efecto de feedlots y granjas avícolas) en la cuenca sobre los ensambles de peces de los ambientes regionales no estaría documentado o lo estaría en mucha menor medida que el anterior y representa por tal motivo un aporte novedoso y de interés del presente trabajo.

El grupo número tres que se evidencia en el análisis multivariado (Fig. 27 y 28) está conformado exclusivamente por los sitios más cercanos al Río de la Plata de los arroyos Buñirigo (B3) y El Pescado (P3), caracterizado por la dominancia de especies que habitan y son comunes en el Río de la Plata. Como se mencionó anteriormente el arroyo Buñirigo incrementó su riqueza específica de 10 (Lopez et al. 2009) a 38 mientras que el arroyo El Pescado registró la misma riqueza específica que la informada por Almirón et al. (2000) hace dos décadas. Esto se relaciona con la conectividad que presentan estas cuencas con el Río de La Plata. Si bien la mayoría de los arroyos de la franja

costera sur presentan características ambientales similares, la mayoría de las cuencas son pequeñas y de pequeño caudal y cuando ingresan a la planicie de inundación del Río de la Plata sus cauces se tornan meandrosos y se fusionan en un extenso sistema de humedales riparios. Según Hurtado et al. (2006) solo el arroyo El Pescado supera el albardón costero del Río de la Plata (Fig 16). No obstante en el presente trabajo se muestra que el arroyo Buñirigo también atraviesa el albardón costero del Río de la Plata (Fig 36).

El tamaño de cuenca y la conectividad a un sistema de mayor envergadura tal como el Río de la Plata donde se registran 153 especies (Menni 2004) determinan el comparativamente elevado número de especies en los arroyos de mayor conectividad, El Pescado y Buñirigo. En el presente trabajo se evidencia que la conectividad con el Río de la Plata atempera los efectos negativos de la mala calidad del agua sobre los ensambles de peces.

Si comparamos los resultados obtenidos en el arroyo Zapata con los del arroyo Buñirigo se observa que la composición del ensamble mostró un patrón diferente. Los sitios relevados en el arroyo Zapata fueron diferentes a los de su afluente sin nombre en términos de la composición del ensamble y en los parámetros ambientales relacionado con el impacto de diferentes fuentes de contaminación que se evidencian en la naciente. Por el contrario en el arroyo Buñirigo a pesar de la presencia de una industria curtiembre y una de productos alimeticios la composición del ensamble no mostró diferencias significativas a pesar de registrarse algunos valores de parámetros limnológicos que sugieren la presencia de contaminación. Se puede inferir que la fluida conexión que presenta este arroyo con el Río de la Plata evidenciada por la presencia de especies pertenecientes a este último en el tramo inferior y medio del arroyo enmascaran los efectos de las fuentes de contaminación. En el arroyo Zapata la conexión con el Río de la Plata probablemente se produzca en períodos de grandes precipitaciones o sudestadas o la combinación de ambas donde el caudal del arroyo sea suficiente para atravesar el albardón costero (Fig. 37). Por el contrario durante estiajes prolongados el arroyo se convierte en una trampa para los peces donde el incremento en la concentración de nutrientes puede producir concentraciones tóxicas de amoníaco y bajos valores de oxígeno disuelto generando condiciones ambientales que sólo algunas especies tolerantes pueden soportar, mientras que las menos tolerantes morirán o buscarán condiciones menos críticas. El arroyo Juan Blanco también se vuelve difuso cuando entra en la planicie costera del Río de la Plata (Fig. 38), no obstante la ausencia de fuentes de contaminación en su cuenca y una mejor calidad de agua le permite albergar una riqueza específica mayor y un ensamble de peces más heterogéneo que el arroyo Zapata.

En el arroyo El Pescado (Fig. 39) la composición del ensamble fue diferente entre la naciente y el sitio más cercano a la desembocadura. Esto se relaciona con el mayor tamaño de cuenca. En el

arroyo Buñirigo la distancia entre la naciente y el tramo inferior se encuentran a 6 km de distancia mientras que en El Pescado la distancia entre estos sitios es de 24 km, lo que puede explicar una composición diferente entre los sitios.



Figura 37. Cauce del arroyo Zapata inferior. 1: Sitio de muestreo. 2 Fin del curso permanente. 3: cauce difuso y poco definido en la planicie costera del Río de la Plata.



Figura 39. Desembocadura del arroyo El Pescado en el Río de la Plata. 1: arroyo El Pescado. 2: Río de la Plata.



Figura 36. Desembocadura del arroyo Buñirigo en el río de la Plata. 1: arroyo Buñirigo. 2: Río de la Plata.

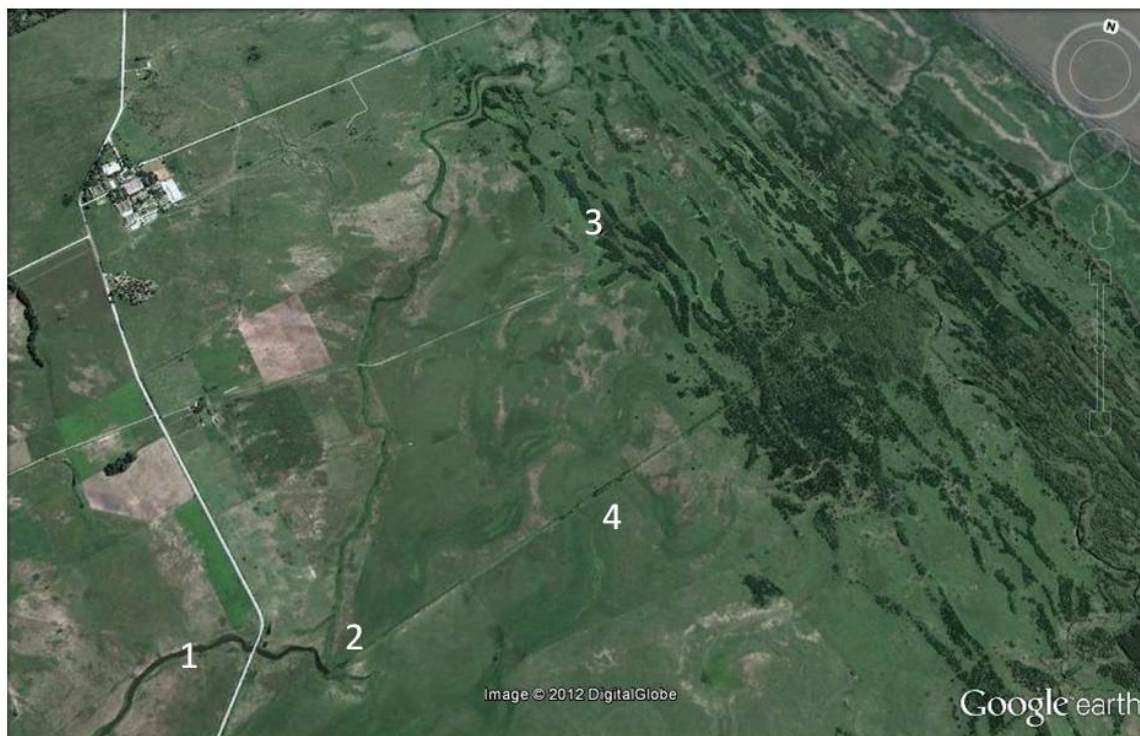


Figura 38. Cuenca inferior del arroyo Juan Blanco. 1: sitio de muestreo. 2: fin del curso permanente. 3: cauce difuso y poco definido en la planicie costera del Río de la Plata. 4: zanja artificial que llega hasta la costa del Río.

2.6.2 Comparación temporal (comparación del ensamble de peces actual con el registrado por Almirón et al. 2000)

2.6.2.1 Riqueza específica

En los apartados anteriores se comparó la riqueza específica de 6 arroyos de similares características muestreados con idéntico esfuerzo de pesca. El arroyo El Pescado resultó el de mayor riqueza específica con 43 especies. En esta parte del estudio, con un esfuerzo de pesca de mayor magnitud (19 muestreos) se alcanzó una riqueza específica comparativamente elevada, de 56 especies. Pocos arroyos de zonas templadas superan las 30 especies (Matthews 1998). En las cuencas de los ríos Mississippi, Missouri y Ohio pocas localidades superan las 20 especies (Matthews 1998). Lenat y Crawford (1994) en tres arroyos de Carolina del Norte USA determinaron la presencia de 19 especies. Harding et al. (1998) en 24 sitios también de Carolina del Norte informaron que la riqueza específica máxima fue 23 especies.

Brown (2000) determinó la presencia de 31 especies en la cuenca del río San Joaquin (California, USA). Li et al. 2012 también reconocieron 34 especies en un conjunto de arroyos de la cuenca del río Tiaoxi, en China. Sitios de latitudes templadas de Europa, Norte de Asia, Nepal y Australia normalmente tienen menos de 16 especies y la proporción de ensambles que superan ese valor es pequeña (Matthews 1998).

En estudios realizados en localidades interiores de la provincia de Buenos Aires el número de especies resultó menor que en el arroyo El Pescado. Fernandez et al. (2008) registraron 20 especies en el arroyo Manantiales y 17 en el arroyo Portugués, pertenecientes a la cuenca del Río Samborombón. Di Marzio et al. (2003) registraron 27 especies en el arroyo Las Flores, afluente del Río Lujan, y Colautti et al. (2009) 23 especies en el arroyo la Choza, perteneciente a la cuenca del río Reconquista.

El número de especies tiende a aumentar considerablemente en los sitios de ríos o arroyos cercanos a la confluencia con cursos de cuencas mayores (Osborne y Wiley 1992; Schaefer y Kerfoot 2004, Hitt y Angermeier 2008). Ibarra y Stewart (1989) registraron 50 especies en el río Napo (Ecuador) en sitios cercanos a la confluencia con el río Amazonas, mientras que 300 km aguas arriba la riqueza específica se redujo a 14 especies. En el río Riachuelo, un afluente del Paraná medio, en Corrientes, unos 50 km aguas abajo de la confluencia con el río Paraguay, Bonetto et al. (1978) registraron 89 especies. En el arroyo Água Nanci, en Brasil, estado de Paraná, un pequeño tributario del Paraná superior que presenta una cuenca de 34 km² y una longitud de 8,5 km el número de

especies en la naciente fue de 8, en el tramo medio 20 y cerca de la desembocadura registró 30 especies (da Silva Abes y Agostinho 2001)

2.6.2.2 Relaciones ecológicas del ensamble de peces.

Si bien se observaron diferencias significativas en algunas variables ambientales relacionadas con los ciclos estacionales, por ejemplo la temperatura del agua, la abundancia, la biomasa y todos los atributos ecológicos del ensamble de peces, no registraron relaciones significativas con la estacionalidad. La vinculación con el río de la Plata determinó no solamente la comparativamente elevada riqueza específica sino también las variaciones observadas durante el año en la composición del ensamble, que se relacionaron con la ocurrencia de períodos secos y lluviosos. Durante los estiajes la dominancia estuvo representada por individuos juveniles de especies que habitan y son muy abundantes en el Río de la Plata: *Parapimelodus valenciennis*, *Iheringichthys labrosus*, *Pimelodus maculatus*, *Pachyurus bonariensis*, *Plagioscion ternetzi* y *Ramnogaster melanostoma* sobre especies que si son frecuentes en arroyos pampeanos: *Cnesterodon decemmaculatus*, *Astyanax rutilus*, *Oligosarcus Jenynsii*, *Bryconamericus iheringi*, *Loricariichthys anus* y *Cyphocharax voga* (Di Marzio et al. 2003; Fernandez et al. 2008; Colautti et al. 2009). Por el contrario, en los períodos de aguas altas *Oligosarcus oligolepis* y *Cyphocharax platanus* resultaron dominantes (figura 21). Esto es consistente con lo observado en ambientes lóticos cercanos a el Río de la Plata dentro de la Reserva Natural Punta Lara ubicada al noreste de la provincia de Buenos Aires, en los partidos de Ensenada y Berazategui limitando al norte y al este con el Río de la Plata donde Llompart et al. (2011) informan que a excepción de la mandufia *R. melanostoma* que se registró en un solo relevamiento, se capturaron ejemplares juveniles de *I. labrosus*, *P. maculatus*, *P. bonariensis*, *P. ternetzi* en todos los ambientes loticos de la reserva y coincidentemente *P valenciennis* registró la captura más numerosa de todos los Siluriformes colectados en la reserva con 291 ejemplares.

Algunos atributos ecológicos del ensamble (abundancia, biomasa, diversidad, equidad) registraron correlación con algunas variables limnológicas (conductividad, pH, profundidad). El mismo patrón fue observado por Almirón et al. (2000) en el arroyo El Pescado en el período 1991-93 donde la riqueza específica y la diversidad mostraron los valores más bajos en coincidencia con la creciente y la conductividad se correlacionó con la riqueza específica y la abundancia, por lo que puede inferirse que las variaciones en el ensamble siguen respondiendo a las mismas variables ambientales.

Más que una relación causa-efecto dichas correlaciones parecen reflejar la dependencia de ambos grupos de variables con un mismo patrón de variación relacionado con la sucesión de ciclos húmedos y secos, que a su vez determinan el régimen hidrológico del arroyo. La correlación inversa entre la conductividad y el caudal es bien conocida y es producida por el aumento de la proporción del agua que ingresa por escurrimiento superficial respecto de la infiltración en coincidencia con las crecientes, la lluvia diluye el contenido iónico del escurrimiento superficial. Por el contrario, durante los estiajes es mayor la contribución del aporte de las napas, que tiene un mayor contenido salino (Meybeck, 1998). El mayor contenido salino aumenta el pH, motivo por el cual es común observar correlación entre conductividad y pH en ambientes loticos. En el arroyo El Pescado la tendencia se refuerza por un efecto biológico. El color verde intenso observado en estiajes pronunciados es indicativo de la ocurrencia de floraciones algales, los altos valores de pH reflejan la mayor intensidad de fotosíntesis en relación a períodos de mayor productividad del fitoplancton, este fenómeno se observa en ambientes con cobertura de macrófitas o arroyos con poco flujo de agua (Matthews 1998).

La relación entre la conductividad y la composición del ensamble de peces ha sido observada en el Río Colorado (Taylor et al. 1993) y en arroyos costeros de Guyana Francesa (Merigoux et al. 1998) donde la conductividad resultó ser uno de los predictores más fuertes de la estructura del ensamble. Como se comentó anteriormente, la mayor presencia de especies del río de la Plata se produjo en coincidencia con los estiajes.

En nuestro sistema la abundancia se correlacionó de manera negativa con la profundidad y la cantidad de precipitaciones y de forma positiva con los sólidos suspendidos mientras que la biomasa se correlacionó de forma negativa con las precipitaciones y positivamente con los sólidos suspendidos. Las precipitaciones intensas y sostenidas generan un pulso de creciente que resulta un proceso caótico para las especies que no están adaptadas a este tipo de disturbio y sobre todo teniendo en cuenta que las formas dominantes que caracterizaron a los períodos de estiaje correspondieron a individuos juveniles y de pequeño tamaño. Fausch y Bramblett (1991) sostienen que las crecidas intensas y repentinas desplazan o destruyen a los peces juveniles y a los adultos que viven en ambientes con poco refugio. Tanto Harvey (1987) como Bishoff y Wolter (2001) han informado que los peces que resisten a las crecientes se mantienen en su posición en lugares profundos con hábitats complejos. John (1964) y Hoopes (1975) sostienen que las crecidas pueden desplazar a peces juveniles y larvas pero poseer pequeño impacto en los adultos. De manera opuesta a la abundancia y a la biomasa la equidad se correlacionó de forma positiva con las precipitaciones. Medeiros y Maltchik (2001) destacan la importancia de las crecientes limitando la dominancia de especies muy abundantes. Si un área carece de perturbaciones por un extendido período de tiempo,

la composición del ensamble tenderá a un estado de equilibrio donde la especie más competitiva será dominante (Wootton 1998). En el arroyo El Pescado la equidad en enero de 2009 fue de 0,16 aumentando a 0,53 en marzo de 2009 relacionado con un importante periodo de estiaje durante el segundo semestre de 2008: en enero de 2009 el 87,3 % de la abundancia total correspondieron a individuos juveniles de *Parapimelodus Valenciennnis* $42,7 \pm 4,6$ mm de longitud estándar.

El sabalo *Prochilodus lineatus*, el dorado *Salminus brasiliensis* y el surubí *Pseudoplatystoma corruscans* también son especies que penetran desde el Río de la Plata, presentan importancia comercial y deportiva en los Ríos de Argentina y no son frecuentes en arroyos pampeanos. El dorado y el surubí fueron registrados en baja frecuencia y abundancia, no obstante *Prochilodus lineatus* formó parte de las especies dominantes. La abundancia esta especie varió independientemente del estado del arroyo. Esto puede estar relacionado con que *Prochilodus lineatus* es una especie buena nadadora que realiza migraciones tróficas y reproductivas de grandes distancias en los Rios de la cuenca del Plata (Bonetto et al. 1971; Sverlij et al. 1993) y no se ve afectada por los cambios en los niveles de agua del arroyo.

2.6.2.3 Comparación de la composición del ensamble actual de peces con el registrado en el período 1991/93.

La riqueza específica actual del arroyo El Pescado no registra diferencias respecto a la registrada hace dos décadas (Almirón et al. 2000). No obstante, se registró un cambio en la composición específica con una mayor contribución actual de especies características del Río de la Plata.

De las 12 especies registradas con anterioridad y que no fueron observadas en el presente trabajo nueve (75%) fueron clasificadas de presencia ocasional por Almirón et al. (2000) mientras que las tres restantes presentaron carácter semipermanente. De las 14 nuevas especies registradas para el arroyo durante el presente trabajo 13 (92,8%) presentaron carácter ocasional y sólo una semipermanente. En el ensamble se observa la ocurrencia de especies raras que aparecen con baja frecuencia y poca abundancia. Matthews (1988a) observó que en arroyos de Oklahoma y Arkansas sólo las especies más comunes o abundantes son típicamente persistentes mientras que las raras no lo son. Oliveira y Garavello (2003) estudiaron 3 sitios en el arroyo Mugi Guacu perteneciente a la cuenca del alto Paraná en los estados de Minas Gerais y San Pablo y observaron que el rango de especies ocasionales entre los tres sitios varió entre el 19 % y el 26,3 % del total. Ibarra y Stewart (1989) determinaron la presencia de 208 especies en la cuenca del rio Napo, tributario del alto Amazonas en Ecuador y observaron que 46 especies (el 22% del total) estuvieron representadas por un solo individuo en todo el trabajo.

Las tres especies que no fueron registradas durante el presente trabajo y presentaban carácter semipermanente en el trabajo de Almirón et al. (2000) *Heterocheiroidon yatai*, *Phalloceros caudimaculatus* y *Rineloricaria lima* son formas de pequeño tamaño que suelen estar asociadas a la vegetación sumergida. Su ausencia en el presente trabajo puede estar vinculada con el cambio en la composición de macrófitas acuáticas registrado en el arroyo. Almirón et al. (2000) observaron que durante todo el periodo de estudio *Schoenoplectus californicus* fue la macrofita dominante y enumera la presencia de al menos 7 especies de macrofitas más con cobertura variable. Durante el actual periodo de trabajo se observó *Schoenoplectus californicus* en un tramo del arroyo ubicado entre las estaciones 1 y 2 no mayor a 15 m de largo y la presencia de tres especies de macrófitas más con muy baja cobertura en la estación 1. Las macrófitas acuáticas juegan un rol fundamental en la estructuración de los ambientes acuáticos incrementando la complejidad espacial (Grenouillet y Pont 2001; Benson y Magnuson 1992). Los ambientes acuáticos con alta complejidad estructural pueden mantener mayor número de especies debido a la presencia de sustratos para los desoves, abundante alimento y refugio contra los predadores (Rossi y Parma de Croux 1992; Agostinho et al. 2003).

El uso del suelo en la cuenca registró cambios entre ambos estudios. A principios de la década del 90 el 80 % de la superficie estaba ocupado por ganadería extensiva sobre pasturas naturales (Sanchez et al. 1976). Con posterioridad aumentó la superficie de suelo dedicada agricultura, especialmente el cultivo de soja, que se concentró en la parte superior de la cuenca, sobre la ruta 36 y más recientemente se observó la expansión de la zona hortícola que alcanzó la cuenca del arroyo del Sauce, afluente de el arroyo El Pescado (figura 19). Esta zona es de cultivos intensivos, siendo los más comunes tomate y lechuga. Mugni (2009) estudió en el arroyo del Sauce el efecto de las aplicaciones de insecticidas en las parcelas adyacentes, en su intersección con la ruta 36, en el período 2005-2007. Las parcelas fueron cultivadas con trigo, maíz y soja. Se llevaron a cabo 4 fumigaciones, la primera aplicación se realizó con una pulverizadora arrastrada por tractor el 5 de enero de 2006, de una mezcla de cipermetrina y clorpirifos. Se detectó un 100% de mortalidad para el anfípodo *Hyalella curvispina* en muestras de escorrentía tras la primera lluvia de 65 mm producida a los 3 días de la aplicación. La segunda aplicación se produjo el 22 de enero de 2006 y consistió en una fumigación aérea de cipermetrina y endosulfan. No se detectó mortalidad en las muestras de escorrentía producidas por la primera lluvia (130 mm) ocurrida un mes después de la aplicación. En la tercera, el 6 de marzo de 2006 una fumigación aérea de cipermetrina, endosulfan y un fungicida no se detectó la presencia de cipermetrina ni endosulfan en el agua del arroyo con posterioridad a la fumigación. A los 10 días de la fumigación se determinó el 100% de mortalidad y

elevadas concentraciones de cipermetrina en muestras de escorrentía con posterioridad a una lluvia de 38 mm y una mortalidad de 40 % en el cauce. En la cuarta fumigación se mezclaron cipermetrina y 4 herbicidas el 8 de octubre de 2007 y no produjo toxicidad alguna en las muestras de escorrentía producidas por la primera lluvia de 32 mm de intensidad 1 mes después de la fumigación.

En la tabla 80 se consignan las concentraciones de los insecticidas más comunes en el cultivo de soja (cipermetrina, clorpirifos y endosulfan) en sedimentos de fondo de los arroyos del Sauce en la intersección con la ruta provincial 36 y El Pescado en Poblet e Ignacio Correa, situados 5,6 km y 16 Km aguas abajo, respectivamente, de la ruta 36. Las concentraciones informadas se llevaron a cabo como parte de la tesis doctoral de Lisa Hunt, tesista de la universidad de California (datos inéditos). Las parcelas de ambas márgenes de la ruta 36 estaban cultivadas con soja mientras que en Poblet e Ignacio Correa las parcelas adyacentes estaban ocupadas con pasturas y ganado. Puede observarse en la tabla que de los 3 insecticidas determinados endosulfan resultó en todos los casos el que se detectó en mayor concentración en todas las fechas. Endosulfan es el insecticida de mayor toxicidad para los peces y también, como se mostró en el primer capítulo de la presente tesis, el de mayor persistencia. Cabe destacar al respecto que se determinaron concentraciones más elevadas de endosulfan sulfato, su producto de degradación, de mayor persistencia y también tóxico. Finalmente es importante destacar que en las concentraciones fueron un orden de magnitud mayor en Olmos, en el sitio adyacente al cultivo, y disminuyó aguas abajo, siendo no cuantificable en Ignacio Correas.

Tabla 80. Concentraciones de cipermetrina, clorpirifos y endosulfan en sedimentos de fondo (ng/g ps sedimento) del los arroyos del Sauce en la intersección con la ruta provincial 36 y de El Pescado en en Poblet e Ignacio Correa (nd: no detectable, <LC: menor al límite de cuantificación, “-“: no se llevó a cabo análisis).

		Olmos (ruta 36)	Poblet	Ignacio Correa
11 Oct. 2011	Ciper.	Nd	-	nd
	Endo.	9	-	0,8
	Endo. Sulfato.	50	-	4
	Clorp	4	-	0,8
11 Dic. 2011	Ciper.	1,9	1,5	0,2
	Endos.	32	24	nd
	Endos. sulfato	156	81	<LC
	Clorp.	5	2	<LC
12 Mar. 2012	Ciper.	-	-	nd
	Endos.	4	-	nd
	Endos. sulfato	37	-	nd
	Clorp.	7	4	nd

Tabla 81. Concentraciones de cipermetrina, clorpirifos y endosulfan en sedimentos de fondo (ug/l o ug/kg) en los mismos sitios que se comentaron anteriormente: S1 Olmos (ruta 36), S2 Poblet y S3 Ignacio Correa.

		Cipermetrina		Clorpirifos		Endosulfan	
		sedimentos	agua	sedimentos	agua	sedimentos	agua
	n	7	6	5	2	5	-
S1	Prom.	3,48	0,75	9,87	1,35	5,37	-
	d.s.	1,35	0,31	4,48	0,56	1,81	-
	n	-	-	1	-	4	-
S2	Prom.	-	-	4,15	-	5,15	-
	d.s.	-	-	-	-	2,83	-
	n	-	-	-	-	-	-
S3	Prom.	-	-	-	-	-	-
	d.s.	-	-	-	-	-	-

Demetrio (2012) determinó la presencia de los mismos pesticidas en aguas y sedimentos en los mismos sitios que se comentaron anteriormente en muestreos realizados entre principios de 2008 y de 2010 (tabla 81).

A pesar de constatarse fehacientemente la ocurrencia de pulsos de toxicidad y detectarse la presencia de insecticidas en sedimentos de fondo en el arroyo del Sauce, afluente de el arroyo El Pescado el impacto de la agricultura no causó efecto apreciable sobre la riqueza específica del ensamble de peces en el cauce inferior del arroyo Pescado, en un sitio cercano a su desembocadura, sugiriendo una importante capacidad de resiliencia de la biota. Varias características contribuyen a la mencionada resiliencia. Si bien el cambio en el uso del suelo es progresivo, todavía compromete una fracción minoritaria de la superficie total de la cuenca: la superficie agrícola representa el 90% de la cuenca del arroyo del Sauce, mientras que sólo el 27 % de la de El Pescado (Mugni 2009).

Estudios sobre el efecto de la agricultura en la cuneca sobre el ensamble de peces en los arroyos muestran resultados a veces contradictorios. Lenat y Crawford (1994) estudiaron tres arroyos con diferentes usos del suelo en Carolina del Norte y determinaron que el uso del suelo urbano presenta los valores más bajos en la calidad del agua acompañado de los valores más bajos de riqueza específica abundancia y biomasa. La riqueza específica en las cuencas agrícolas y forestadas fue la misma (19 especies) pero la abundancia y la biomasa fue mayor en la cuenca agrícola. La mayor biomasa se debe a la presencia de ejemplares de mayor tamaño que se verían favorecidos por la mayor disponibilidad de alimento en su mayoría invertebrados y perifiton favorecidos por la mayor

concentración de nutrientes en las cuencas agrícolas. Harding et al. (1998) estudiaron 24 sitios en la cuenca de los arroyos Little Tennessee y French Broad en el oeste de Carolina del Norte y registraron que la riqueza específica y la abundancia de peces fueron mayores en arroyos de cuencas con agricultura (23 y 17 especies) que en arroyos de cuencas forestadas (14 y 12 especies). Concluyen que la diversidad de peces fue mayor cuando las especies introducidas estuvieron ausentes y las especies tolerantes a la sedimentación se vieron favorecidas.

Por el contrario, Walser y Bart (1999) determinaron una correlación inversa entre el porcentaje de la cuenca cultivado y la diversidad de peces en sus arroyos en la cuenca del río Chattahoochee (Georgia, USA) y una correlación positiva con el contenido de sólidos suspendidos. La heterogeneidad del fondo del arroyo disminuyó con el incremento de la sedimentación en las zonas agrícolas. Las especies que habitan sustratos rocosos disminuyeron su abundancia con el incremento de la agricultura en su cuenca. Wang et al. (1997) estudiaron 134 sitios en 130 arroyos en Wisconsin y observaron que la calidad del hábitat y los atributos bióticos se correlacionaron positivamente con los sitios forestados y negativamente con los sitios agrícolas. No obstante los resultados en relación a el uso del suelos agrícola fueron complejos, observándose una clara disminución en la calidad del hábitat y de los atributos bióticos en las cuencas donde la agricultura fue mayor al 50 %, mientras que en sitios donde superó el 80 % se observaron buenas condiciones de hábitat y bióticas en los ensambles. Los autores mencionan que estos sitios con “buenas condiciones” estaban caracterizados por presentar sustratos rocosos, pendiente pronunciada y la ausencia canalizaciones.

Diana et al. (2006) estudiaron 48 sitios en las cuencas del río Huron y Raisin en el sudeste de Michigan y observaron que la agricultura se asoció con altos niveles de sedimentación y reducción en el flujo de agua mientras que los sitios que drenan humedales los arroyos presentaron baja sedimentación y flujo continuo. Los atributos biológicos del ensamble de peces estuvieron positivamente relacionados con la baja sedimentación, el flujo de agua y la presencia de grava en el fondo. El uso del suelo agrícola no se correlacionó de manera positiva con los atributos biológicos de los ensambles pero si se correlacionó positivamente con la combinación de usos de suelo naturales (forestados más humedales). Hitt y Angermeier (2008) estudiaron 157 sitios en arroyos de Estados Unidos en la región de los montes Apalaches en Nueva York, Pennsylvania, Maryland y Virginia y observaron que los sitios que presentan agricultura poseen sustratos más finos, mayor concentración de nutrientes, menor porcentaje de vegetación riparia y una disminución de las especies de peces que utilizan sustratos rocosos para alimentarse o reproducirse.

Roth et al. (1996) estudiaron 23 sitios con diferentes usos del suelo en la cuenca del río Raisin en Michigan y observaron que los valores de los atributos bióticos de los ensambles de peces se

correlacionan negativamente con los sitios agrícolas y positivamente con los que drenan áreas forestadas o humedales. El número de especies y el porcentaje de especies intolerantes presentó los valores más elevados en los sitios que drenan humedales y los más bajos en cuencas agrícolas.

Los trabajos anteriores discuten con detenimiento algunos efectos de la agricultura que puede producir un deterioro del hábitat por una multiplicidad de efectos; entre los más importantes puede citarse el aumento de la erosión en la cuenca que resulta en un incremento de los sólidos suspendidos en los cauces, reduciendo la transparencia del agua, y produciendo un cambio en la textura del fondo, impactando en la flora riparia, y alterando su flujo. La agricultura produce también la incorporación a las aguas superficiales de nutrientes, derivados de la fertilización y de tóxicos, derivados de las aplicaciones de pesticidas en los cultivos (Cooper 1993; Johnson et al. 1997; Lenat 1984; Mugni 2009). El eventual efecto de los pulsos de toxicidad producidos por las fumigaciones en los cultivos sobre el ensamble de peces en los arroyos ha recibido menor atención. La determinación analítica de pesticidas es costosa y no representa una práctica de rutina en este tipo de estudios, no contándose con bases de datos extensas y confiables. En síntesis puede afirmarse que la información bibliográfica disponible no es conclusiva sobre el efecto de la agricultura sobre los ensambles de peces y que el efecto de la toxicidad de pesticidas recibió menor atención relativa que otros impactos.

Otra característica que contribuye a la resiliencia del arroyo El Pescado es la presencia de humedales riparios en todo su curso. Durante los períodos de escasa precipitación, el flujo de agua se interrumpe y la superficie se cubre de macrófitas flotantes. En su curso medio, en la localidad de Ignacio Correa, el arroyo atraviesa un extenso humedal de aproximadamente 5 km de largo con un ancho máximo de 2 km y una superficie de 250 ha, alcanzando una densa cobertura de macrófitas flotantes y emergentes (Fig. 39).



Figura 39. Humedal del arroyo El Pescado en la localidad de Ignacio Correa.

Mugni et al. (2012) estudiaron la influencia de la vegetación acuática en la persistencia de cipermetrina en un experimento de laboratorio donde se comparó la toxicidad y la concentración de cipermetrina en peceras con y sin presencia de una carpeta de la macrofita flotante *Lemna sp* que cubría completamente la superficie del agua. Tanto la toxicidad como la concentración de cipermetrina en el agua resultó menor en el tratamiento con vegetación en los días posteriores a la incorporación y la persistencia fue también menor. Las diferencias se interpretaron en relación con la incorporación de cipermetrina a las macrófitas y la adsorción a la comunidad perifítica asociada a la rizosfera. La cobertura de *Lemna sp* representó una biomasa de 100 g peso seco/m². Si se tiene en cuenta que la biomasa de las partes aéreas de junco (*Schoenoplectus californicus*) alcanza los 2,12 kg/m² y la de totora (*Typha dominguensis*) los 3,36 kg/m² en los arroyos de la región (Mugni 2009) y que la biomasa sumergida de los rizomas es varias veces superior a la biomasa aérea (Villar et al. 1999) puede inferirse la importancia de la vegetación acuática y riparia en la retención de pesticidas. En el referido experimento se constató la disminución de la concentración de cipermetrina y su toxicidad cuando el pesticida fue incorporado al agua. No obstante, tan importante como ese efecto será la intercepción de los aerosoles resultantes de la fumigación aérea por la exuberante canopia de las macrófitas flotantes y emergentes, reduciendo la cantidad total de tóxico que llega a la superficie del agua. Cooper et al. (2004) desarrollaron experimentos en que se simuló un evento de escorrentía superficial en un canal vegetado, y determinó que el 86 % del piretroide

esfenvalerato había sido retenido por la vegetación 24 h después del evento, el 14% en el sedimento y la concentración en el agua cayó por debajo del límite de detección. El autor cita un trabajo de Moore et al. (2001), señalando que el 61% de atrazina y el 87% de lambda cialotrina aplicados en canales vegetados simulando eventos de escorrentía fueron recuperados en la vegetación 1 hora después. Di Marzio et al. (2005) registraron la absorción de hasta 10 mg de endosulfan por gramo de contenido lipídico en raíces de la macrófita *Vallisneria spiralis* en incubaciones de laboratorio conteniendo sedimentos naturales, con el agregado del pesticida con una concentración de 100 mg/kg, sin observar daño aparente para las plantas. El máximo se alcanzó a las 24 h de iniciado el experimento. Miglioranza et al. (2004) determinaron la presencia de varios pesticidas organoclorados, incluyendo endosulfan en concentraciones de hasta 26 µg/kg en raíces de junco (*Scirpus californicus*) en la laguna de Sierra de los Padres, Buenos Aires, Argentina. Las concentraciones fueron más elevadas en plantas situadas en la zona del afluente que en la zona del efluente. Las concentraciones fueron mayores en las raíces, pero también se determinaron concentraciones menores en los rizomas y los tallos. Las concentraciones fueron menores en los sedimentos del entorno de la raíz que en sedimentos de zonas sin vegetación sugiriendo que la mayor actividad metabólica en la rizosfera contribuye a la degradación de los pesticidas.

La información discutida es consistente con los resultados de las tablas 80 y 81 donde se observa una disminución de los pesticidas en los sedimentos de fondo del arroyo El Pescado aguas abajo del sitio de mayor concentración sugiriendo que los pesticidas son retenidos en la alta cuenca.

La Pampa representa un ambiente llano cuyos suelos se desarrollaron sobre sedimentos de tipo loessico. La escasa pendiente determina que los cuerpos de agua sean someros y una baja velocidad de corriente en los arroyos de primer y segundo orden. El material del fondo, originado en los suelos adyacentes, se compone de material de texturas medias y finas, rico en nutrientes, que sustenta una exuberante producción primaria, fundamentalmente de macrófitas, y una elevada concentración de sólidos suspendidos. Durante el invierno gran parte de la biomasa de macrófitas se incorpora al sedimento y su lenta mineralización contribuye a aumentar el contenido de materia orgánica en el sedimento de fondo y en el agua. El contenido medio de sólidos suspendidos (45 mg/l) y carbono orgánico (11 mg/l, Mugni 2009) son comparativamente elevados y se corresponden a los rangos señalados por Spitz y Leenheer (1991), para arroyos de praderas en climas templados. Siendo los pesticidas de mayor uso (cipermetrina, clorpirifos y endosulfan) fuertemente hidrofóbicos tienden a asociarse a la materia orgánica y los sedimentos y son retenidos en los humedales. La presencia de vegetación abundante, tanto en el cauce como en las zonas riparias, contribuye a atenuar el impacto de los pesticidas por su incorporación a la biomasa, tanto de las macrófitas como de la comunidad perifítica asociada.

La conexión permanente con el Río de la Plata contribuye también a la resiliencia del ensamble de peces del arroyo El Pescado. Siendo una de las cuencas más importantes de Sudamérica y contando con una riqueza específica de 153 especies (Menni 2004), representa un reservorio de fauna que permitiría el repoblamiento en caso de ocurrir pulsos de toxicidad en la baja cuenca del arroyo Pescado. Los sitios de los arroyos que se encuentran cerca de grandes cuencas tienden a albergar mayor número de especies que los que presentan tamaños de cuencas similares pero carecen de conexiones con los ríos (Osborne y Wiley 1992; Schaefer y Kerfoot 2004; Smith y Kraft 2005; Hitt y Argermeier 2006). El incremento de la representación de las especies típicas del Río de la Plata a expensas de las típicamente Pampeanas entre los períodos 1991 y 2011 es compatible con este proceso.

Conclusiones

En el primer capítulo se mostró que las aplicaciones de pesticidas en el cultivo de soja causaron pulsos de toxicidad para *C. decemmaculatus* en los eventos de escorrentía superficial posteriores a las aplicaciones. Siendo *C. decemmaculatus* una de las especies más sensibles a los pesticidas, se concluye que las aplicaciones de pesticidas causan pulsos de toxicidad para la fauna íctica de los ambientes adyacentes al cultivo.

La persistencia de la toxicidad varía considerablemente dependiendo de las condiciones ambientales que prevalecen en el momento en que se desarrolla la aplicación, mostrando las aplicaciones realizadas en las etapas tempranas e intermedias del cultivo menor persistencia. La mayor radiación solar y temperaturas prevalecientes durante las aplicaciones temprana e intermedia, en el verano, parecen contribuir a la más rápida disipación de la toxicidad producida por una mayor volatilización, fotólisis y degradación química y biológica de los insecticidas. Hacia el final del período de cultivo, previo al momento de cosecha, ocurre la defoliación provocando la formación de una capa de hojarasca sobre el suelo. La persistencia de la toxicidad en la aplicación tardía fue más prolongada que la registrada en la aplicación temprana. La mayor persistencia parece relacionarse con las menores irradiaciones y temperaturas en otoño como así también con la sorción de los pesticidas a la materia orgánica acumulada en superficie.

La persistencia de la toxicidad en el agua de escorrentía fue breve para la cipermetrina, intermedia para clorpirifos y extensa para endosulfan. La aplicación temprana la cipermetrina no causó mortalidad. En contraste, la toxicidad para el endosulfan fue de casi tres meses en la aplicación temprana y de ocho meses en la aplicación tardía. Cipermetrina resulta un insecticida de uso

prácticamente inocuo mientras que endosulfan representa un serio riesgo para la fauna de peces de la región.

El efecto de las aplicaciones de insecticidas en los cultivos sobre los cuerpos de agua adyacentes depende de la frecuencia de los eventos de lluvia y de las prácticas de manejo asociadas, desde la elección de los pesticidas hasta el momento en que se realiza la aplicación. Con la frecuencia de lluvias predominante en la región y considerando que normalmente se llevan a cabo 2-3 aplicaciones por campaña agrícola, el cultivo de soja determina la ocurrencia de varios pulsos de toxicidad por campaña en los ambientes acuáticos adyacentes.

En el segundo capítulo se estudió un conjunto de 5 arroyos de características ambientales similares, cercanos entre sí, con distinto uso del suelo en sus cuencas y muestreados con igual intensidad. Se observó que las variables limnológicas están relacionadas con la condición hidrológica, determinando la mayor fuente de variación en los atributos ecológicos y en la composición de los ensambles. No obstante, a mayor escala, se observó que los sitios de cuencas con urbanización y uso múltiples del suelo presentan menor riqueza específica y un ensamble de peces caracterizado por la dominancia de especies tolerantes a disturbios ambientales. Se registró una diferencia en la riqueza específica que varió en un rango comprendido entre solo 2 especies en el arroyo Zapata medio hasta 43 en El Pescado inferior. El efecto del uso del suelo resultó particularmente drástico en el arroyo rural de usos múltiples Zapata y en el urbano Rodríguez. En ambos arroyos hubo sitios con muestreo en que no se capturaron peces y en otros solo se capturaron pocas especies de características tolerantes. La calidad del agua mostró el efecto de la contaminación, registrándose concentraciones tóxicas de amonio y bajas de oxígeno disuelto (0,3-0,5 mg/l) en ambos arroyos. Se supone que la fuente de nutrientes es la contaminación cloacal en los sitios urbanizados y el aporte de los establecimientos intensivos de cría, feedlots y granjas avícolas, que producen enormes excedentes de heces, en los rurales. El contraste es particularmente evidente entre el arroyo Zapata medio y su afluente sin nombre, adyacente al mismo, en cuya cuenca predomina la ganadería extensiva sobre pasturas naturales, registrándose solo 2 especies en el primero y 13 en el segundo, en coincidencia con concentraciones de nutrientes, particularmente amonio, órdenes de magnitud menor. Los arroyos de cuencas con predominio de ganadería extensiva y, en menor medida, agrícola, arroyos Juan Blanco, Buñirigo y El Pescado registraron buena calidad del agua y mayor número de especies: 30, 38 y 43 especies respectivamente. Los arroyos que poseen cuencas de mayor tamaño y mayor caudal, arroyos Buñirigo y Pescado, atraviesan el albardón que separa la planicie costera del Río de la Plata, mientras que los de menor tamaño, arroyos Juan Blanco y Zapata, se expanden en los humedales riparios del Río de la Plata sin superar el albardón, afectando

la conectividad con el mismo. La mayor conectividad de los primeros facilita el ingreso de peces desde el Río de la Plata, que representa el reservorio de diversidad. Los arroyos de mejor conectividad, Buñirigo y El Pescado registraron una riqueza específica muy similar entre sí: 38 y 42 especies, y mayor que la de los arroyos Zapata inferior y Juan Blanco, con menor conectividad: 17 y 30 especies respectivamente. En este contexto, no resulta sorprendente la correlación entre especies del Río de la Plata y distancia al mismo observada en distintos sitios del arroyo Buñirigo, tendencia que se insinúa, aunque no resultó estadísticamente significativa, también en el arroyo Pescado.

Se logró identificar los patrones que caracterizan los ambientes regionales con bajo grado de disturbio, las variables ambientales muestran menores registros de conductividad, fosforo reactivo soluble y pH y los ensambles muestran la presencia de *Australoheros facetus*, *Characidium rachovii*, *Hyphessobrycon meridionalis*, *Astyanax eigenmanniorum*, *Oligosarcus oligolepis*, *Cyphocharax platanus*, *Pseudocorynopoma doriai*, *Charax stenopterus*, *Jenynsia multidentata*, *Oligosarcus jenynsii*, *Pimelodella laticeps*, *Cyphocharax voga*, *Cyprinus carpio*, *Cheirodon interruptus*, *Loricariichthys anus*. En los sitios que presentan mayor conectividad con el Río de la Plata se pueden encontrar especies como *Raphiodon vulpinus*, *Parapimelodus valenciennis*, *Iheringichthys labrosus*, *Pachyurus bonariensis*, *Plagioscion ternetzi*, y *Mugil platanus*. Por el contrario, se caracterizó los ensambles de los sitios con mayor grado de impacto, los mismos presentan mayores concentraciones de PRS y pH, altas concentraciones de amonio y bajas de oxígeno y una disminución evidente en el número de especies donde predominan *Cnesterodon decemmaculatus*, *Corydoras paletus*, *Otocinclus arnoldi* y *Rhamdia quelen*, especies tolerantes a condiciones ambientales adversas que en ocasiones resultan las únicas presentes en los sitios muy contaminados.

El Pescado, se estudió con un mayor esfuerzo de pesca alcanzando los 19 relevamientos. El mayor número de muestreos resultó en una riqueza específica fue 56 especies. El uso del suelo dominante en algunos afluentes del arroyo El Pescado es la agricultura intensiva. En el arroyo del Sauce, en la intersección con la ruta 36 (Fig. 19) se detectaron pulsos de toxicidad y se determinaron concentraciones tóxicas de pesticidas en aguas y sedimentos. Concentraciones que decaen aguas abajo. No obstante, la riqueza específica en su tramo inferior, cercano a la desembocadura no registró diferencias respecto a la determinada en un estudio previo en los años 1991-93 (54 especies), cuando el uso del suelo en la cuenca era la ganadería extensiva, sugiriendo una elevada capacidad de resiliencia de los ensambles. Se sugieren algunas características que podrían contribuir a dicha capacidad. La zona agrícola, si bien tiende a expandirse con el tiempo, actualmente

comprende un porcentaje minoritario del total de la cuenca (27 % del total). Los humedales riparios y especialmente el humedal que desarrolla el arroyo en Ignacio Correa (Fig. 23) contribuyen a atemperar los pulsos de toxicidad. Siendo los insecticidas más utilizados hidrofóbicos, tienden a acomplejarse con la materia orgánica y ser retenidos y posteriormente desactivados en la biomasa vegetal y los detritus acumulados por los humedales. Resulta también de interés señalar que la conectividad con un sistema de mayor diversidad como es el Río de la Plata contribuye al mantenimiento de la riqueza específica del arroyo. Consistentemente, si bien la riqueza específica no varió, se detectaron cambios en la composición de los ensambles con mayor proporción de especies típicas del Río de la Plata en la actualidad.

El conjunto de ambientes estudiados permite inferir el grado de impacto en la región. En la franja costera sur los arroyos con de deterioro evidente parecen restringirse a los urbanos y a algunos sitios de cuencas con usos intensivos múltiples, que representan una fracción minoritaria del total. Los conocimientos obtenidos permiten identificar la ocurrencia de dos características que determinan el riesgo ambiental: la intensidad del uso del suelo y la distancia a los ambientes que representan reservorios de diversidad.

Se propone como continuación de los estudios realizados abordar la problemática del uso de insecticidas combinando estudios de la composición de los ensambles de peces con el uso de biomarcadores para detectar también efectos subletales de exposición a pesticidas en zonas de mayor vulnerabilidad. Asimismo, resulta interesante seguir realizando ensayos experimentales en laboratorio con diferentes especies de distintos grupos taxonómicos representativos de la fauna neotropical y generar una base de datos de la toxicidad de diferentes compuestos.

Bibliografía

- Abell R, Thieme M.L., Revenga, C., Bryer, M., Kottelat, M., Bogutskaya, N., Coad, B., Mandrak, N., Contreras, S.B., Bussing, W., Stiassny, M L. J., Skelton, P., Allen. G.R, Unmack, P., Naseka, A., Ng, R., Sindo, N., Robertson, J., Armijo, E., Higgins, J.V., Heibel T.J, Wikramanayake, E., Olson, D., López, H.L., Reis, R.E., Lundberg, J.G., Sabaj Pérez M.H., Petry, P. 2008 Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. *Bioscience*, 58 (5) 403–414.
- Agostinho, A. A., Gomes, L. C., Julio Jr., H. F. 2003. Relacoes entre macrófitas e fauna de peixes. In: Thomaz, S.M., Bini, L.M. (Eds.), *Ecología e Manejo de Macrófitas Aquáticas*. EDUEM, Maringá, pp. 261–279
- Almirón, A., Casciotta, J., Ciotek, L., Giorgis, P. 2008. Guía de los peces del Parque Nacional Pre-Delta. Administración de Parques Nacionales, Buenos Aires, 216 p.
- Almirón, A. E., García, M. L., Menni, R. C., Protogino, L., Solari, L. C. 2000. Fish ecology of a seasonal lowland stream in temperate South America. *Marine and Freshwater Research* 51, 265-74.
- Anderson, A. A., Hubbs, C., Winemiller, K. O., Edwards, R. J. 1995. Texas freshwater fish assemblages following three decades of environmental change. *The Southwestern Naturalist* 40, 314-321.
- Aquino, A. E. 1997. Las especies de Hypoptomatinae (Pisces, Siluriformes, Loricariidae) en la Argentina. *Revista de Ictiología* 5(1-2):5-21 pp.
- Azpelicueta, M. M., Braga, L. 1991. Los Curimatidos en Argentina. *Fauna de agua dulce de la República Argentina*, Profadu, CONICET, 40, Fasc 1, 1-55 pp
- Ballesteros, M., Bianchi, G., Carranza, M., Bistoni, M. 2007. Endosulfan acute toxicity and histomorphological alterations in *Jenynsia multidentata* (Anablepidae, Cyprinodontiformes), *Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 42 (4) 351-357.
- Battu, R. S., Sahoo, S. K., Gagan, J. 2009. Persistence of Acephate and Cypermethrin on Cotton Leaves, Cottonseed, Lint and Soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*: 82, 124–128.
- Belden, J. B., Lydy, M. J. 2006. Joint toxicity of chlorpyrifos and esfenvalerate to fathead minnows and midge larvae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 25:623–629

- Benson, B.J., Magnuson, J.J., 1992. Spatial heterogeneity of littoral fish assemblages: relation to species diversity and habitat structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 1493–1500.
- Bischoff, A. y Wolter, C. 2001. Groyne-heads as potential summer habitats for juvenile rheophilic fishes in the lower Oder, Germany. *Limnologica* 31, 17–26.
- Bistoni, M. A., Hued, A. C., Videla, M. M. 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.
- Boet, P., Belliard, J., Berrebi-dit-Thomas, R., Tales, E. 1999. Multiple human impacts by the City of Paris on fish communities in the Seine River basin, France. *Hydrobiologia* 410:59–68
- Bonetto, A. A., Pignalberdi, C. Cordiviola de Yuan, E., Oliveros, O. 1971. Informaciones complementarias sobre migraciones de peces de la cuenca del Plata. *Physis* 30(81): 505-520.
- Bonetto, A., A., Roldan, D., Oliver, E. 1978. Estudios Limnológicos en la Cuenca del Riachuelo (CORRIENTES, ARGENTINA). *Ecosur* 5 (9): 1-15
- Booth, D. B., Jackson, C.R. 1997. Urbanization of aquatic systems: degradation thresholds, stormwater detection, and the limits of mitigation. *Journal of the American Water Resources Association*, 33:311–23
- Braga, L. 1993. Los Anostomidae (Pisces, Characiformes) de Argentina. En Z.A. Castellanos (Dir.), *Fauna de agua dulce de la República Argentina*, Profadu, CONICET, 40 (3): 5-45.
- Braga, L. 1994. Los Characidae de Argentina de las subfamilias Cynopotaminae y Ancestorhynchinae. En Z.A. Castellanos (Dir.), *Fauna de agua dulce de la República Argentina*, Profadu, CONICET, 40 (6): 21-29.
- Brown, L.R. 2000. Fish communities and their associations with environmental variables, lower San Joaquin River drainage, California. *Environmental Biology of Fishes* 57: 251–269.
- Canadian Council of Ministers of the Environment. 2010. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Ammonia. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Candioti, J. V., Soloneski, S., Larramendy, M. L. 2010. Genotoxic and cytotoxic effects of the formulated insecticide Aficida® on *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns, 1842) (Pisces: Poeciliidae) *Mutation. Research.* 703, 180–186.
- Capone, T., Kushlan, A. 1991. Fish Community Structure in Dry-Season Stream Pools. *Ecology* 72:983–992.

Carriger, J., Hoang, T., Rand, G. 2010. Survival time analysis of least killifish (*Heterandria formosa*) and mosquitofish (*Gambusia affinis*) in acute exposures to endosulfan sulfate. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 58 (4) 1015-1022.

Carrquiriborde, P.; Díaz, J.; Mugni, H.; Bonetto, C.; Ronco, A. 2007. Impact of cypermethrin on stream fish populations under field use in biotech-soybean production. *Chemosphere*, 68, 613–621.

CASAFE. Cámara de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes. 2012. <http://casafe.org.ar/estad/Mercado2010.htm>

Casares, M. V., de Cabo, L. I., Seoane, R. S., Natale, O. E., Castro Rios, M., Weigandt, C. y de Iorio, A. F. 2012. Measured Copper Toxicity to *Cnesterodon decemmaculatus* (Pisces: Poeciliidae) and Predicted by Biotic Ligand Model in Pilcomayo River Water: A Step for a Cross-Fish-Species Extrapolation. *Journal of Toxicology* 849315, 11 pages. doi:10.1155/2012/849315

Casciotta, J. R., Almirón, A., Bechara, J. 2005. Peces del Iberá. Hábitat y Diversidad. La Plata, 244 pp

Cavallotto, J.L. 2002. Evolución holocena de la llanura costera del margen sur del Río de la Plata. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 57(4): 376-388.

Clarke, K. R. y Gorley, R. N. 2001. PRIMER v5: User Manual/Tutorial PRIMER-E: Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research, 91 pp.

Clarke, K. R. y Warwick, R. M. 2001. Change in Marine Communities, an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd Edition. PRIMER-E: Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research.

Colautti, D. C., Maroñas, M. E., Sendra, E. D., Protogino, L., Brancolini, F., Campanella, D. 2009. Ictiofauna del Arroyo La Choza, cuenca del Río de la Reconquista (Buenos Aires, Argentina) *Biología Acuática* 26, 55-62.

Cooper, C. M. 1993. Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems a review. *Journal of Environmental Quality* 22:402–8.

Cooper, C. M., Moore, M. T., Bennett, E. R., Smith, S., Farris, J. L., Milam, C. D. y Shlelds, Jr. F. D. 2004. Innovative uses of vegetated drainage ditches for reducing agricultural runoff. *Water. Scien. and Techn.* 49 (3):117-123.

Crossan, A., Kennedy, I., 2008. Calculation of Pesticide Degradation in Decaying Cotton Gin Trash. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 81, 355–359.

- Cummins, K.W., Minshal, G.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., Petersen, R.C. 1984 Stream Ecosystem Theory. *Verhandlung Internationale Vereinigung Limnologie*, 22 (3) p 1818-1827.
- Cunico, A. M., Ferreira, E. A., Agostinho, A. A., Beaumord, A. C., Fernandes, R. 2012. The effects of local and regional environmental factors on the structure of fish assemblages in the Pirapó Basin, Southern Brazil. *Landscape and Urban Planning* 105, 336–344
- Da Silva Abes, S., Agostinho, A., A. 2001. Spatial patterns in fish distributions and structure of the ichthyocenosis in the Água Nanci stream, upper Paraná River basin, Brazil. *Hydrobiologia* 445: 217–227, 2001.
- Diana, M., Allan, J. D., Infante, D. 2006. The Influence of Physical Habitat and Land Use on Stream Fish Assemblages in Southeastern Michigan. *American Fisheries Society Symposium* 48:359–374.
- Di Marzio, W., Saenz, E., Alberdi, J., Tortorelli, M., Nannini, P., Ambrini, G. 2005. Bioaccumulation of Endosulfan from Contaminated Sediment by *Vallisneria spiralis* Bull. *Environ. Contam. Toxicol.* 74:637–644.
- Di Marzio, W.D., Tortorelli, M. C., Freyre, L. R. 2003. Diversidad de peces en un arroyo de llanura. *Limnetica* 22 (3-4), 71-76.
- Demetrio, P. M. 2012. Estudio de efectos biológicos de plaguicidas utilizados en cultivos de soja RR y evaluación de impactos adversos en ambientes acuáticos de agroecosistemas de la región pampeana. Universidad de La Plata, tesis doctoral 156 p.
- Doudoroff, P., Shumway, D. L. 1970. Dissolved oxygen requirements of freshwater fishes. FAO Fisheries technical Papers (86): 291 pp.
- Emerson, K., Russo, R. C., Lund, R. E., Thurston, R. V. 1975. Aqueous ammonia equilibrium calculations: effects of pH and temperature. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32:2379-2383.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations 2012 <http://faostat.fao.org/site/567/DesktopDefault.aspx?PageID=567#ancor>
- Farmer, D., Hill, I.R., Maund, S.J. 1995. A comparison of the fate and effects of two pyrethroid insecticides (lambda-cyhalothrin and cypermethrin) in pond mesocosms. *Ecotoxicology*, 4 (4), 219–244.

- Fausch, K. D., Bramblett, R. G. 1991. Disturbance and fish communities in intermittent tributaries of a western Great Plains river. *Copeia* 659-674.
- Fernandez, E. M., Ferriz, R. A., Bentos, C. A., Lopez, G. R. 2008. Ichthyofauna of two streams in the high basin of the Samborombon River, Buenos Aires province, Argentina. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales*. 10 (1): 147-154.
- Ferraris, C.J. (2007): Checklist of catfishes, recent and fossil (Osteichthyes: Siluriformes), and catalogue of siluriform primary types. *Zootaxa* 1418: 1-628.
- Fidalgo, F., Martinez, O. 1983. Algunas características geomorfológicas dentro del Partido de La Plata. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 37: 263-279.
- Frenguelli, J. 1956. Rasgos generales de la hidrografía de la Provincia de Buenos Aires. *Publicaciones del LEMIT*, 62: 1-19.
- Gafny, S., Goren, M., Gasith, A. 2000. Habitat condition and fish assemblage structure in a coastal Mediterranean stream (Yargon, Israel) receiving domestic effluent. *Hydrobiologia* 422/423:319-30.
- Gómez, S. E. 1993. Concentración letal de oxígeno disuelto para *Corydoras paleatus* y *Pimelodella laticeps* (Pisces, Siluriformes). *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales «Bernardino Rivadavia», Hidrobiología*, 7(2): 31-45.
- Gómez, S., Villar, C., Bonetto, C. 1998. Zinc toxicity in the fish *Cnesterodon decemmaculatus* in the Paraná River and Río de La Plata estuary, *Environmental Pollution*, 99, 159-165.
- Grenouillet, G., Pont, D., 2001. Juvenile fishes in macrophyte beds: influence of food resources, habitat structure and body size. *Journal of Fish Biology*. 59, 939-959.
- Gul, A. 2005. Investigation of acute toxicity of chlorpyrifos-methyl on Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.) larvae. *Chemosphere*, 59, pp. 163-166.
- Gupta, P., Mujumdar, V., Rao, P. 1984. Studies on the Toxicity of Some Insecticides to a Freshwater Teleost *Lebistes reticulatus* (PETERS), *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 12 (6) 629-636.
- Hansen, D., Goodman, L., Cripe, G., Macauley, S. 1986. Early life-stage toxicity test methods for gulf toadfish (*Opsanus beta*) and results using chlorpyrifos, *Ecotoxicology and Environmental Safety* 11 (1) 15-22.
- Harding, J. S., Benfield, E. F., Bolstad, P.V., Helfman, G. S., Jones E. B. D. 1998. Stream biodiversity: the ghost of land use past, *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 95, 14843-14847.

- Harvey, B. C. 1987. Suceptibility of young-of-the-year fishes to downstream displacement by flooding. *Transactions of the American Fisheries Society*, 116, 851-55.
- Hitt, N. P., Angermeier, P. L. 2008. River-Stream Connectivity Affects Fish Bioassessment Performance. *Environmental Management* 42:132–150.
- Hoopes, R. Flooding as a result of hurricane Agnes, and it effects on a native brook trout population in an infertile headwaters stream in central Pennsylvania. *Transaction of the American Fisheries society*, 104, 96-99.
- Hued, A. C., Bistoni M. A. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiología* 543: 279–298.
- Hurtado, M.A., Giménez, J.E., Cabral, M.G. 2006. Análisis ambiental del partido de La Plata. Aportes al ordenamiento territorial. Consejo Federal de Inversiones. 124 p., La Plata.
- Ibarra, M., Stewart, D. J. 1989. Longitudinal zonation of sandy beach fishes in the Napo River Basin, eastern Ecuador. *Copeia* 364–381.
- Jergentz, S., Mugni, H., Bonetto, C.; Schulz, R. 2004a Runoff-related endosulfan contamination and aquatic macroinvertebrate response in rural basins near Buenos Aires, Argentina. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 46 (3), 345–353.
- Jergentz, S., Pessacq, P., Mugni, H., Bonetto, C., Schulz, R. 2004b. Linking in situ bioassays and dynamics of macroinvertebrates to assess agricultural contamination in streams of the Argentine Pampa. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 59, 133–141.
- John, K. R. 1964. Survival of fish in intermittent streams of the Chiricahua Mountains, Arizona. *Ecology*, 15, 112-19.
- Johnson, L. B., Richards, C., Host, G. E, Arthur, J. W. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology* 37:193–208
- Jonsson, C., Toledo, M. C. 1993. Acute toxicity of endosulfan to the fish *Hyphessobrycon bifasciatus* and *Brachydanio rerio*. *Archives of environmental contamination and toxicology*, 24 (2), 151-155.
- Juraske, R., Antón, A., Castells, F., 2008. Estimating half-lives of pesticides in/on vegetation for use in multimedia fate and exposure models. *Chemosphere* 70, 1748–1755.
- Karr, J. R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*. 1: 66–84.

- Kathpal, T.S., Singh, A., Dhankhar, J.S., Singh, G. 1997. Fate of endosulfan in cotton soil under sub-tropical conditions of northern India. *Pesticide. Science*, 50, 21–27.
- Kennedy, R., Sanchez-Bayo, F., Kimber, S.W., Hugo, L., Ahmad, N. 2001. Off-Site Movement of endosulfan from irrigated cotton in New South Wales. *J. Environ. Qual.*, 30, 683–696.
- Kramer, D. L., Mc Clure. 1980. Aerial respiration in the catfish, *Corydoras aeneus*, (Callichthyidae). *Can. J. Zool.* 58: 1984-1991.
- Kramer, D. L., Mehegan, J. P. 1981. Aquatic surface respiration, an adaptative response to hypoxia in the guppy *Poecilia reticulata*, (Pisces, Poeciliidae). *Env. Biol. Fish* 6: 299-313.
- Laabs, V. Amelung, W., Pinto, A., Altstaedt, A., Zech, W. 2000. Leaching and degradation of corn and soybean pesticides in an Oxisol of the Brazilian Cerrados. *Chemosphere*, 41, 1441–1449.
- Lenat, D. R. 1984. Agriculture and stream water quality a biological evaluation of erosion control practices. *Environmental. Managment* 8:333–43
- Lenat, D. R., Crawford, J. K. 1994. Effects of land use on water-quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 294:185–99
- Leps, J. Smilauer, P. 2003. Multivariate Analysis of Ecological Data Using CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Lewis, W. M. Jr. 1970. Morphological Adaptations of Cyprinodontoids for Inhabiting Oxygen Deficient Waters. *Copeia*, Vol 2, pp. 319-326.
- Li, J., Huang, L., Zou, L., Kano, Y., Sato, T., Yahara, T. 2012. Spatial and temporal variation of fish assemblages and their associations to habitat variables in a mountain stream of north Tiaoxi River, China. *Environ. Biol. Fish.* 93:403-417.
- Llompart, F., Paracampo A., Solimano, P., García, I. 2011. Peces de la Reserva Natural Punta Lara en: Roesler, I y Agostini, M. G (Eds.) *Inventario de los Vertebrados de la Reserva Natural Punta Lara. Provincia de Buenos Aires, Argentina*. Temas de Naturaleza y Conservación 8. Aves Argentinas/Asociación Ornitológica del Plata, Buenos Aires. En Prensa
- López, H.L., Menni, R.C., Donato, M., Miquelarena, A.M. 2008. Biogeographical revision of Argentina (Andean and Neotropical Regions): an analysis using freshwater fishes. *Journal of Biogeography* 35:1564–1579.
- Lopez, H. L., Protogino, L. C., Mantinian, J. E. 2009. Ictiofauna de los arroyos de la reserva de biosfera Parque Costero del Sur en: Athor, J, (editor), *Parque Costero del Sur-Naturaleza*,

conservación y patrimonio cultural, Fundación de Historia Natural “Felix de Azara”, 528 pp, Buenos Aires,

Lyons, J., Mercado Silva, N. 1999. Patrones taxonómicos y ecológicos entre comunidades de peces en ríos y arroyos en el oeste de Jalisco, Mexico. *Anales del Instituto de Biología*, serie Zoología, 70 (2) 169-190.

Magurran, A. E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton, NJ: Princeton University, 179 pp.

Manassero, M., Camilión, C., Ronco, A. 2010. Texturas argilominerales y metales en sedimentos de fondo de arroyos de la franja costera sur del Río de la Plata. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 67 (1): 105 – 111.

Marino, D., Ronco, A. 2005. Cypermethrin and chlorpyrifos concentration levels in surface water bodies of the Pampa Ondulada, Argentina. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 75 (4), 820–826.

Mariñelarena, A. J., Gomez, S. E. 2008. Eutrofización en las lagunas pampeanas. Efectos secundarios sobre los peces. *Biología Acuática* 24, 43-48.

Martinez, O., Hurtado, M. y Jiménez, J. 2006. Caracterización ambiental de los humedales costeros del Río de La Plata, Provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de Geociencias* 5(1): 55-64.

Matthews, W. J. 1986c. Fish faunal structure in an Ozark stream: stability, persistence and catastrophic flood. *Copeia*, 388-97.

Matthews, W. J. 1998. *Patterns in freshwater fish ecology*. Chapman y Hall, 756 pp.

Matthews, W. J. Hough, D. J., Robison, H. W. 1992b. Similarities in fish distribution and water quality patterns in streams of Arkansas: congruence of multivariate analyses. *Copeia*, 1992, 296-305.

Matthews, W. J., Cashner, R. C., Gelwick. 1988a. Stability and persistence of fish faunas and assemblages in three midwestern stream. *Copeia*, 1988, 945-55.

Matthews, W. J., Harvey, B. C., Power, M. E. 1994. Spatial and temporal patterns in the fish assemblages of individual pools in midwestern stream (USA). *Environmental Biology of Fishes*, 39, 381-97.

May, C. W., Horner, R. R., Karr, J.R, Mat, B. W., Welch, E.B. 1997. Effects of urbanization on small streams in the Puget Sound Lowland Ecoregion. *Watershed Prot. Tech.* 2:485–94

Medeiros, E. S. F., Maltchik, L. 2001. Fish assemblage stability in an intermittently flowing stream from the Brazilian semiarid region. *Austral Ecology* 26, 156–164

- Meffe, G. K., Berra, T. M. 1988. Temporal characteristics of fish assemblage structure in an Ohio stream. *Copeia*, 1988:684–690.
- Meffe, G. K., Minckley, W. L. 1987. Persistence and stability of fish and invertebrate assemblages in a repeatedly disturbed Sonoran Desert stream. *American Midland Naturalist* 117:177-191.
- Menni, R. C. 2004. Las lagunas y ríos de la Pampasia. Parte IV: Alsina A (ed.). Peces y ambientes en la Argentina continental. *Monografías del Museo Argentino de Ciencia Naturales N°5*, Buenos Aires.
- Menni, R.C., Gómez, S.E., López Armengol, F. 1996. Subtle relationships: freshwater fishes and water chemistry in southern South America, *Hydrobiologia* 328, 173–197.
- Mérigoux, S., Ponton, D., Mérona, B. 1998. Fish richness and species-habitat relationships in two coastal streams of French Guiana, South America. *Environmental Biology of Fishes* 51: 25-39.
- Meybeck, M. 1998. Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated in the Seine river basin. *Hydrobiologia*. 373/374: 1-20.
- Miglioranza, K. S. B., de Moreno, J. E. A., Moreno, V. J. 2004. Organochlorine pesticides sequestered in the aquatic macrophyte *Schoenoplectus californicus* (C.A. Meyer) Sojak from a shallow lake in Argentina. *Water Research* 38: 1765-1772.
- Miquelarena, A. M. y Menni, R. C. 2005. *Astyanax tumbayaensis*, a new species from northwestern Argentina highlands (Characiformes: Characidae) with a key to the Argentinean species of the genus and comments on their distribution. *Revue Suisse de Zoologie* 112 (3): 661-676.
- Miserendino, M. L., Casaux, R., Archangelsky, M., Di Prinzio, C., Brand, C., Kutschker, A. M. 2011. Assessing land-use effects on water quality, in-stream habitat, riparian ecosystems and biodiversity in Patagonian northwest streams. *Science of the Total Environment* 409, 612-624.
- Moriarty, L. J., Winemiller, K. O. 1997. Spatial and temporal variation in fish assemblage structure in Village Creek, Hardin County, Texas. *Texas Journal of Science* 49 (3) Supplement: 85-110.
- Morley, S. A., Karr, J. R. 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conserv. Biol.* 16:1498– 509.
- Moore, M. T., Bennett, E. R., Cooper, C. M., Smith, S., Shlelds, Jr. F. D., Milam, C. D., Farris, J. L. 2001. Transport and fate of atrazine and lambda-cyhalothrin in an agricultural drainage ditch in the Mississippi Delta, USA. *Ag. Ecosys. Environ.*, 87: 309-314.

- Moyle, P. B., Vondracek, B. 1985. Persistence and Structure of the Fish Assemblage in a Small California Stream. *Ecology* 66:1–13.
- Mugni, H. D. 2009. Concentración de nutrientes y toxicidad de pesticidas en aguas superficiales de cuencas rurales. Tesis doctoral. Universidad Nacional de La Plata. 140 pp.
- Mugni, H., Paracampo, A., Marrochi, N., Bonetto, C. 2012. Cypermethrin, Chlorpyrifos and Endosulfan Toxicity to Two Non-Target Freshwater Organisms, *Fresenius Environmental Bulletin*, en prensa.
- Mugni, H., Ronco, A., Bonetto, C. 2011. Insecticide toxicity to *Hyalella curvispina* in runoff and stream water within a soybean farm (Buenos Aires, Argentina). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 74 (3), 350–354.
- Oliveira, A. K., Garavello, J. C. 2003. Fish assemblage composition in a tributary of the Mogi-Guaçu River basin, southeastern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 93 (2) 127-138.
- Onorato, D., Angus, R. A., Marion, K. R. 2000. Historical changes in the ichthyofaunal assemblages of the Upper Cahaba River in Alabama associated with extensive urban development in the watershed. *J. Freshw. Ecol.* 15:47–63.
- Osborne, L. L., Wiley, M. J. 1992. Influence of tributary spatial position on the structure of warmwater fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49:671–681
- Pablo, F., Hyne, R. V., 2009. Endosulfan Application to a Stream Mesocosm: Studies on Fate, Uptake into Passive Samplers and Caged Toxicity Test with the Fish *M. ambigua*. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 56,525–535
- Paggi, A. C. 2003. Los quironómidos (Diptera) y su empleo como bioindicadores. *Biología acuática*, 21, 50-57.
- Paracampo, A. H., Mugni, H. D., Demetrio, P. M., Pardi, M. H., Bulus, G. D., Asbornio, M. D., Bonetto C. A. 2012. Toxicity persistence in runoff and soil from experimental soybean plots following insecticide applications, *Journal of Environmental Science and Health, Part B: Pesticides, Food Contaminants, and Agricultural Wastes*, 47:8, 761-768
- Pengue, W. 2000. Cultivos transgénicos ¿ Hacia dónde vamos? Lugar Editorial S.A., Buenos Aires, pp. 1–190.
- Polat, H., Ünlü Erkoç, F., Viran, R., Kocak, O. 2002. Investigation of acute toxicity of beta-cypermethrin on guppies *Poecilia reticulata*, *Chemosphere* 49, 39–44

- Rao, J., Begum, G., Pallela, R., Usman, P., K., Nageswara Rao, R. 2005. Changes in Behavior and Brain Acetylcholinesterase Activity in Mosquito Fish, *Gambusia affinis* in Response to the Sub-Lethal Exposure to Chlorpyrifos. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 2(3), 478-483.
- Reis, R. E., Pereira E. H. L. 2000. Three new species of the loricariid catfish genus *Loricariichthys* (Teleostei: Siluriformes) from southern South America. *Copeia* 4: 1029-1047.
- Remes Lenicov, M., Colautti, D. C., López, H. L. 2005. Ictiofauna de un ambiente lótico suburbano: El arroyo Rodriguez (Buenos Aires, Argentina) *Biología Acuática* 22, 223-230.
- Resh, V.H., Brown, A.V., Covich, A.P., Gurtz, M.E., Li, H.W., Minshall, G.W., Reice, S.R., Sheldon, A.L., Wallace, J.B., Wissmar, R.C. 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7:433-495.
- Revenge, C., Campbell, I., Abell, R., de Villiers, P., Bryer, M. 2005. Prospects for monitoring freshwater ecosystems towards the 2010 targets. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 360: 397-413
- Richards, C., Johnson, L. B., Host, G. E. 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 295-310.
- Ringuelet, R. A. 1975. Zoogeografía y ecología de los peces de aguas continentales de la Argentina y consideraciones sobre las áreas ictiológicas de América del Sur. *Ecosur* 2(3): 122 pp.
- Ringuelet, R. A., Arámburu, R. H., y Alonso de Arámburu, A. S. 1967. Los peces argentinos de agua dulce. Comisión de Investigaciones Científicas de la Provincia de Buenos Aires, La Plata, 602 pp.
- Roth, N.E., Allan, J.D., Erickson, D. L. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landsc. Ecol.* 11:141-56
- Rossi, L.M., Parma de Croux, M. J. 1992. Influencia de la vegetación acuática en la distribución de peces del río Paraná, Argentina. *Ambiente Subtropical* 2, 65-75.
- Rudel, H., 1997. Volatilization of pesticides from soil and plant surfaces. *Chemosphere*, Vol. 35, No.1/2, 143-152.
- Saha, S., Kaviraj, A. 2003 Acute toxicity of synthetic pyrethroid cypermethrin to freshwater catfish *Heteropneustes fossilis* (Bloch). *International journal of toxicology*, 22(4):325-8
- Sanchez, R. O., Ferrer, J. A., Duynovich, O. A., Hurtado, M. A. 1976. Estudio pedológico integral de los partidos de Madalena y Brandsen. *Anales del LEMIT* , 131 pp.

Schulz, R., 2004. Field studies on exposure, effects and risk mitigation of aquatic nonpoint-sources insecticide pollution: a review. *J. Environ. Qual.* 33, 419–448.

Selvi, M., Sarikaya, R., Erkoç., F. Koçak, O. 2005. Investigation of acutetoxicity of chlorpyrifos-methyl on guppy *Poecilia reticulata* *Chemosphere*, 60 (1), 93-96.

Schaefer, J. F., Kerfoot, J. R. 2004. Fish assemblage dynamics in an adventitious stream: a landscape perspective. *The American Midland Naturalist* 151:134–145.

Sink, T.D. 2010. Influence of pH, salinity, calcium, and ammonia source on acute ammonia toxicity to golden shiners, *Notemigonus crysoleucas*. *Journal of the World Aquaculture Society*. Vol 41 (3) pp 411-420.

Smith, T. A, Kraft, C. E. 2005. Stream fish assemblages in relation to landscape position and local habitat variables. *Transactions of the American Fisheries Society* 134:430–440

Sokal, R. R, F., J Rohlf. 1979. *Biometría*. Madrid: Blume.

Spitzi, A., Leenheer, J. 1991. Dissolved Organic Carbon in Rivers. In: Degens, E.T., Kempe, S., Richey, J. (Eds.), *Biogeochemistry of Major World Rivers*. SCOPE 42. John Wiley, Chichester, pp. 55-127, Chapter 9.

Sponseller, R. A., Benfield, E. F., Valett, H. M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Bioglogy* 46:1409–24.

Sunderam, R.I., Cheng, D.M., Thompson, G.B., 1992. Toxicity of endosulfan to native and introduced fish in Australia. *Environl. Toxicol. Chem.* 11, 1469-1476.

Suvetha, L., Ramesh, M., Saravanan, M. 2010. Influence of cypermethrin toxicity on ionic regulation and gill Na⁺/K⁺ ATPase activity of a freshwater teleost fish *Cyprinus carpio*. *Environ. Toxicol. Pharmacol* 29(1): 44-49.

Sverlij, S. B., Espinach Ros, A. y Orti ,G. 1993. Sinopsis de los datos biológicos y pesqueros del sábalo *Prochilodus lineatus* (Valenciennes, 1847). FAO, Sinopsis sobre la pesca N° 154, 64 pp.

Taylor, C. M., Matthew, R. W., Matthews, W. J. 1993. Fish species-environment and abundance relationships in a Great Plains river system. *Ecography*, 16: 16-23

ter Braak, C.J.F., Smilauer, P. 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (ver. 4)*. Ithaca, NY: Microcomputer Power.

Tong, S.T.Y., Chen, W.L. 2002. Modeling the relationship between land use and surface water quality. *Journal of Environmental Management* 66:377–93.

USEPA 2002. Methods for measuring the acute toxicity of effluents and receiving waters to freshwater and marine organisms, 5th edn. EPA-821-R-02-012 US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC.

Vandervoort, C., Zabik, M.J., Branham, B., Lickfeldt, D.W., 1997. Fate of Selected Pesticides Applied to Turfgrass: Effect of Composting on Residues *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58, 38–45.

Varó, I., R. Serrano, E. Pitarch, F. Amat, F. J. Lopez, J.C., Navarro. 2000. Toxicity and Bioconcentration of Chlorpyrifos in Aquatic Organisms: *Artemia parthenogenetica* (Crustácea), *Gambusia affinis*, and *Aphanius iberus* (Pisces). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 65:623-630.

Villar, C., Vaithyanathan, P., Bonetto, C. 1999. Impact of sea level rise on coastal marshes of the Lower Parana River and the Rio de la Plata Estuary. *Current topics in wetland biogeochemistry*. 3: 182-193

Wallace, J. B., S. L. Eggert, J. L. Meyer, Webster J. R. 1999. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs* 69:409-442.

Walser, C.A., Bart, H.L. 1999. Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee River System. *Ecology of Freshwater Fish* 1999: 8: 237-246.

Wang, L., Lyons, J. Kanehl, P. Gatti, R., 1997. Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams. *Fisheries* 22(6): 6–12.

Whitworth, W. R., Irwin, W. H. 1961. The minimum oxygen requirements of five species of fish under quiescent conditions. Proc. 15th ann. Conf. SEast. Ass. Game Fish Commn., p. 226-235.

Wootton, J. T. 1998. Effects of disturbance on species diversity: a multitrophic perspective, *The American Midland Naturalist*, 152, 803-825

Zar, J. 2009. Biostatistical Analysis, 5th Edition; Prentice Hall: Englewood Cliffs; 718 pp.