



HÁBITATS FUNCIONALES Y MACROINVERTEBRADOS EN CAUCES MODIFICADOS DE ARROYOS DE LLANURA: IMPACTO SOBRE LA CALIDAD ECOLÓGICA.

Lic. Agustina Cortelezzi

Trabajo de tesis para optar al título de Doctor en Ciencias Naturales

Director de tesis: *Dr. Alberto Rodríguez Capítulo*

Codirector de tesis: *Dra. Nora Gómez*

Año: 2010



INDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS

RESUMEN

ABSTRACT

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

Capítulo 2: ÁREA DE ESTUDIO

Capítulo 3: MATERIALES Y MÉTODOS

-----	I
-----	IV
-----	VI
-----	XI
-----	1
Obras Hidráulicas en arroyos de llanura -----	3
La importancia de la escala en el ambiente de un arroyo -----	5
Rol de los invertebrados en los sistemas lóticos -----	8
Rasgos biológicos y tolerancias ecológicas de las especies -----	9
El hábitat físico y los macroinvertebrados -----	11
Antecedentes -----	15
Marco conceptual -----	16
Hipótesis planteadas -----	17
Objetivo general -----	17
Objetivos específicos -----	17
-----	19
Arroyo Martín -----	25
Arroyo Baldovinos -----	25
Arroyo Don Carlos -----	26
-----	27
Calidad del agua -----	28
Hábitat físico -----	29
Metodología para la evaluación a nivel de tramo en sistemas lóticos de escasa pendiente -----	31



BIBLIOTECA
Florentino Ameghino

Organismos bentónicos y relacionados a la vegetación -----	36
Muestreo -----	36
Procesamiento de las muestras en laboratorio -----	37
Densidad, índices de diversidad y riqueza de taxa -----	38
Organismos sensibles y tolerantes -----	38
Grupos Funcionales Alimentarios (GFA) -----	38
Modos de vida -----	39
Análisis de datos -----	40
Capítulo 4: RESULTADOS	
-----	43
HÁBITAT -----	44
Calidad del agua -----	44
Metales pesados -----	49
Calidad del hábitat físico -----	50
Caracterización de los parámetros físicos medidos a nivel de tramo -----	50
Determinación de hábitats funcionales en cada sitio de muestreo -----	52
-Sedimento -----	53
-Macrófitas -----	56
Caracterización del hábitat físico para los sitios de muestreo analizados-----	57
BIOTA -----	67
Invertebrados bentónicos y asociados a la vegetación -----	67
Abundancia y frecuencia de los taxa en cada sitio de muestreo -----	72
Número de taxa, diversidad y equitabilidad -----	75
Principales grupos taxonómicos -----	77
Organismos sensibles y tolerantes -----	81
Grupos Funcionales Alimentarios (GFA) -----	82
Modos de vida -----	83
INTERACCIÓN HABITAT-BIOTA -----	85
Densidad total, número de taxa, riqueza, diversidad H' y equitabilidad	85
Principales grupos taxonómicos -----	90
Organismos sensibles y tolerantes -----	94
Grupos Funcionales Alimentarios (GFA) -----	96

Modos de Vida -----	99
Ensamblés de macroinvertebrados en los diferentes mesohábitats ----	102
Análisis de Correspondencia Canónica entre los principales grupos taxonómicos, las variables fisicoquímicas y el índice del hábitat -----	104
Capítulo 5: DISCUSIÓN	
-----	106
Calidad del agua -----	107
El hábitat físico -----	108
Calidad de la biota -----	113
Sensibilidad de la biota y grupos funcionales de macroinvertebrados ----	115
Interacción hábitat-biota -----	119
Descriptores estructurales y funcionales para la evaluación integral de arroyos de llanura -----	123
Calidad del agua o calidad del hábitat? -----	124
Capítulo 6: CONCLUSIONES	
-----	128
Consideraciones Finales -----	130
Perspectiva -----	131
Capítulo 7: BIBLIOGRAFÍA	
-----	132
ANEXO I	
-----	155

AGRADECIMIENTOS

Agradezco profundamente a mi director de tesis, Dr. Alberto Rodrigues Capítulo que me ha guiado durante mi carrera como bióloga y me ha acompañado en cada paso para poder concluir hoy con el doctorado. Muchas gracias a la Dra. Nora Gómez por ayudarme y apoyarme desde que estoy en el instituto, por enseñarme y guiarme en mi trabajo doctoral. Gracias a los dos porque han sido ejemplo de dedicación, responsabilidad y compromiso hacia mi como becaria y me han apoyado no solo en esta carrera sino en diferentes ocasiones personales en las que los he necesitado.

Muchas gracias a mis compañeros del Laboratorio de Bentos del ILPLA por el día a día, por la alegría, por todo lo vivido en su compañía: Dr. Alberto Rodrigues Capítulo; Dra. Analía C. Paggi; Dra. Carolina Ocón; Lic. Fernando Spaccesi; Dra. Laura Almendariz; Dr. Augusto Siri; Lic. María Eugenia García; Lic. María Eugenia Ambrosio, Lic. Ana Clara Ferreira y especialmente GRACIAS a la Lic. María Vanesa López van Oosterom que me ayudó tanto, viendo muchas muestras y aprendiendo conmigo las determinaciones más complicadas (y aburridas). Gracias por la dedicación, el esfuerzo y el compromiso.

“Más gracias” a mis compañeros del Laboratorio de Plancton y Biofilms por escucharme, ayudarme, solucionar algunos problemas siempre con buena predisposición (creo que no han tenido opción, he invadido su lugar de trabajo continuamente y pienso seguir haciéndolo): Dra. Nora Gómez, Dra. Delia Bauer (gracias por la estadística!), Dra. Magdalena Licursi (gracias por las idas y venidas Male!, por tanto kilómetros de favores), Dra. María Victoria Sierra (por hacer el camino más fácil al enseñarme cómo ya lo hiciste vos), Lic. Joaquín Cochero y Lic. Maximiliano García.

Agradezco también al laboratorio de Química del ILPLA y especialmente a Jorge Donadelli por el análisis de las muestras de agua colectadas en cada muestreo para la determinación de nutrientes y demandas de oxígeno. Gracias a los bibliotecarios del ILPLA Mónica Ringuet y Ricardo Albino.

Gracias por la colaboración de los siguientes especialistas en distintos grupos taxonómicos sin cuya contribución mi trabajo hubiera sido mucho más difícil y hasta imposible:

Dr. Cristián Ituarte (Moluscos Bivalvos, calidez y gentileza); Dra. Liliana Fernández (Coleópteros); Dr. Raúl Campos (Dípteros, estadística, organización de tesis, paciencia); Dr. Alberto Rodríguez Capítulo (Odonatos); Dra. Carolina Ocón (Ephemeropteros); Dra. Laura Almendariz (Oligoquetos, muchos oligoquetos); Dra. Alejandra Rumi y Dr. Gutiérrez Gregoric (Moluscos Pulmonados) y Dra. Analía C. Paggi (Dípteros Quironómidos, muchas horas de ayuda...).

Gracias a la Dra. Romina Príncipe (Univ. Nacional de Córdoba) y al Dr. Arturo Elosegui (Univ. de Barcelona) por sus aportes a esta tesis.

Gracias a Mariana Licursi por el diseño general de la tesis y a la traductora Agustina Garra por la traducción del resumen.

Gracias a mi familia: a mis padres, hermanos y a Cato por su paciencia y amor; a mi abuela Haydeé; y a todos mis amigos y gente querida que no se cansan de demostrarme su cariño.

Gracias Luis Nahuel, San Expedito, Marcolina... y todos los santos que se han sumado en el camino....

RESUMEN

La calidad ecológica de los ecosistemas está determinada por la interacción de dos ejes principales: la calidad del hábitat y la calidad del agua. Esta interacción determina la calidad biótica del sistema, reflejada en la estructura y función de las asociaciones de macroinvertebrados, según la intensidad de cada uno de los factores que intervienen.

El objetivo general de este trabajo de tesis fue evaluar la importancia del hábitat físico de arroyos de llanura de la Provincia de Buenos Aires para el establecimiento y persistencia de las poblaciones de macroinvertebrados y el mantenimiento de la calidad ecológica de los sistemas lóticos.

Para esta finalidad, primeramente se analizaron los cambios fisicoquímicos (nutrientes, turbidez, DBO₅, DQO, OD, pH, conductividad, temperatura y metales pesados) de tres arroyos que discurren por zonas urbanas y periurbanas (A° Martín, A° Baldovinos y A° Don Carlos) y están sometidos a diferentes modificaciones como dragados, desmalezados y canalizaciones. En cada arroyo se determinaron 3 sitios de muestreo. Luego, se realizó un análisis físico del hábitat considerando una escala de tramo y los hábitats funcionales presentes en este tipo de ambientes. En cada sitio de muestreo se registró el uso del suelo en la zona a partir del empleo de imágenes satelitales y observaciones de campo, y el tipo de modificación hidráulica en cada sitio. También se realizó un relevamiento de las plantas acuáticas presentes y su cobertura, y medidas de parámetros del cauce tales como ancho mojado, profundidad, velocidad de corriente, caudal y sustrato disponible. Dentro de cada tramo del arroyo, fueron evaluados dos mesohábitats principales: las macrófitas (emergentes, flotantes arraigadas y flotantes libres) y los sedimentos del fondo del cauce (sedimento centro y ribera). El sustrato fue clasificado de acuerdo a su granulometría como grava (> 500 µm), arena (62.5 – 500 µm), limo (3.9 – 62.5 µm) y arcilla (< 3.9 µm); también se determinó el contenido de materia orgánica en cada sitio de muestreo. Además, se aplicó un índice para la valoración del hábitat a nivel de tramo siguiendo a Barbour & Stribling (1991, 1994), quienes seleccionaron parámetros para la evaluación de arroyos de alta y baja pendiente. Este índice fue modificado para sistemas lóticos de la llanura pampeana.

En total, 104 muestras de agua y sedimento fueron colectadas estacionalmente desde marzo 2005 a febrero 2006. Las muestras de sedimento del centro y de la ribera del cauce fueron colectadas con draga Ekman 100 cm². Las muestras de vegetación fueron colectadas dentro de un área delimitada por un cuadrado de plexiglas de 1300 cm² mientras que tamices de 250-µm de malla fueron usados para la captura de los organismos fitófilos. Para la determinación de las características estructurales y funcionales del complejo zoobentónico se tuvieron en cuenta los siguientes descriptores estructurales y funcionales: riqueza, densidad, diversidad, grupos funcionales alimentarios, modos de vida y sensibilidad de los organismos.

Los sitios de muestreo fueron ordenados en función de sus características fisicoquímicas a partir de un análisis de componentes principales (ACP). Con la finalidad de conocer si existieron diferencias significativas en diferentes descriptores bióticos y abióticos se llevaron a cabo análisis de varianza (ANOVA) y se realizó un test a posteriori para evaluar las diferencias entre ellos. Se utilizó el análisis TWINSPAN para agrupar las diferentes muestras colectadas en cada mesohábitat y sitio de muestreo y poder así definir los posibles hábitats funcionales presentes en los arroyos de llanura a partir de los ensambles de macroinvertebrados. Se utilizó también el Método IndVal para detectar los taxa indicadores más importantes para cada grupo de muestras determinado. Con el fin de contribuir a determinar la calidad ecológica de los sitios de muestreo analizados se relacionaron los descriptores que mejor reflejaron las diferentes situaciones en cada sitio de muestreo a través de un Análisis de Correspondencias Canónicas. La significación de los ejes obtenidos se evaluó mediante la Prueba de Monte Carlo.

En relación a la calidad del agua, el análisis de los sitios de muestreo en base a los datos fisicoquímicos diferenció dos grupos principales, el primero conformado por los sitios del A° Martín y las cabeceras de los arroyos Baldovinos y Don Carlos. Este grupo estuvo asociado a mejores condiciones en la calidad del agua que se reflejaron en una menor carga de nutrientes y materia orgánica y una mayor oxigenación. Otro grupo estuvo formado por los sitios más perturbados del A° Don Carlos que se asociaron a altos niveles de NH₄⁺, conductividad y DBO₅. Los sitios de la cuenca media e inferior del A° Baldovinos presentaron condiciones de calidad de agua con mayores valores de DQO, NO₃⁻² y PO₄⁻³.

En relación al hábitat físico, se registraron diferencias significativas de diversos parámetros entre sitios. En tal sentido, la velocidad de corriente fue mayor en la cuenca baja de los arroyos Martín y Don Carlos. El sitio más disturbado antropogénicamente presentó los mayores valores de materia orgánica debido a diversos aportes alóctonos.

A nivel de mesohábitat, se reconocieron 5 hábitats funcionales: sedimento centro, sedimento de la ribera, plantas flotantes libres, plantas arraigadas, plantas emergentes. En relación al sedimento, los sitios canalizados y profundizados exhiben diferencias en relación a un mayor porcentaje de grava y arcillas y menor porcentaje de limos. La reducida variabilidad del sustrato blando, contrasta con la alta heterogeneidad del sustrato vegetal que le otorga una mayor estructuración al ambiente acuático. La baja abundancia y frecuencia de plantas flotantes libres en los sitios de muestreo seleccionados nos condujo a la eliminación de este mesohábitat en el análisis general. Es importante resaltar que la pérdida de este tipo de vegetación en los arroyos pampeanos urbanos analizados estuvo relacionada con las modificaciones hidráulicas.

A escala de tramo, la utilización de un índice del hábitat adaptado a arroyos urbanos de llanura, determinó que los sitios del A° Martín y las cabeceras de los A° Baldovinos y Don Carlos, cuyo valor de índice superó los 100 puntos, sean los sitios con mayor calidad de hábitat. El mayor deterioro del hábitat se observó en el sitio DC3 donde las obras hidráulicas realizadas han transformado al arroyo en un canal artificial para el transporte de agua de mala calidad.

La densidad total promedio de macroinvertebrados fue mayor en los sitios de calidad intermedia de agua y del hábitat disminuyendo marcadamente en el A° Don Carlos. El número de taxa y la diversidad de Shannon mostraron un patrón similar en la diferenciación de los sitios de muestreo. En cuanto a los principales grupos taxonómicos analizados, los nematodos, los oligoquetos (especialmente Tubificinae y Naidinae) y los dípteros Chironominae presentaron las mayores abundancias relativas en los tres arroyos. Los taxa considerados como muy tolerantes dominan los arroyos urbanos seleccionados en el presente estudio especialmente en los más afectados por contaminación orgánica. Los organismos clasificados como sensibles se ubicaron preferentemente en los sitios de cabecera de los arroyos estudiados. Finalmente, en

relación a la diversidad funcional, los organismos succionadores dominaron en la mayoría de los sitios de muestreo, debido a la gran abundancia de nematodos. En relación a los modos de vida, los organismos apoyados dominaron en todos los sitios de muestreo con excepción de los B3 y DC3 donde predominan los apoyados nadadores y los minadores.

La interacción entre el hábitat y la biota reveló las diferencias entre los grandes compartimentos sedimento y vegetación que fueron evidentes tanto para la densidad total como para el número de taxa. Mientras que la mayor densidad de organismos se presenta en el sedimento, la mayor riqueza en el número de taxa se da en la vegetación. En cuanto a la presencia de diversos grupos taxonómicos en los diferentes hábitats, los nematodos, oligoquetos, moluscos y dípteros han demostrado tener preferencia por el hábitat sedimento. En el caso de los crustáceos, coleópteros, efemerópteros y odonatos, estos grupos presentaron una clara preferencia por la vegetación. Sin embargo, la proporción sedimento-vegetación varía según las características fisicoquímicas del agua y la calidad del hábitat. En relación a los mesohábitats, no se registraron diferencias significativas entre los tipos de vegetación ni entre los tipos de sedimento aunque las diferencias fueron muy significativas entre los mesohábitats de la vegetación (emergentes y arraigadas) al compararlos con los mesohábitats de sedimento (centro y ribera). La falta de diferencias en los ensambles de macroinvertebrados bentónicos del centro y la ribera podría deberse a que el sustrato predominante y característico de este tipo de ambientes, como es el limo, no presentó diferencias entre los dos compartimentos. En relación a la sensibilidad de los taxa, los escasos organismos sensibles registrados se ubicaron principalmente en la vegetación. El análisis de la distribución de los diferentes grupos alimentarios nos muestra que los succionadores dominan en ambos hábitats. En el caso de la vegetación, los predadores fueron muy abundantes y estuvieron presentes en todos los sitios. Los organismos colectores-filtradores (principalmente bivalvos) fueron más abundantes en el sedimento debido a su modo de vida típicamente bentónico aunque se ausentaron en sitios perturbados. En relación a los modos de vida de los macroinvertebrados, podemos observar que los apoyados dominan tanto en sedimento como en vegetación. Los nadadores, aferrados y trepadores fueron más abundantes en vegetación. El grupo más afín al sedimento, los minadores, son

importantes en número en la mayoría de los sitios. Definimos entonces sitios con mejor calidad ecológica caracterizados por poseer mayor cantidad de sedimentos finos y mayor ancho del cauce, mayor concentración de oxígeno disuelto y cobertura vegetal y especies indicadoras tales como *Heleobia spp.*, *Americabaetis sp.*, *Pomacea canaliculata*, *Pisidium sterkianum*, *Polypedilum sp.* y *Limnodrilus hoffmeisteri*. Por otra parte, los sitios con estas características se reunieron en el ACC asociados a un mayor valor del índice del hábitat, especies sensibles y tolerantes, organismos colectores-filtradores, raspadores y apoyados. Los sitios con características de calidad ecológica intermedia se caracterizaron por poseer mayor concentración de nutrientes y demanda química de oxígeno, mayor proporción de sedimento grueso, turbidez y profundidad. El género *Dero* resultó ser un buen taxón indicador además de *Drepanotrema kermatoides*, *Paratanytarsus sp.*, *Omalonix sp.*, *Callibaetis sp.*, Ceratopogonidae, Sminthuridae e Hydrophilidae. Los nadadores, aferrados, apoyados nadadores, raspadores colectores-recolectores, predadores y los organismos tolerantes, se asociaron a las características mencionadas anteriormente. Por último, el deterioro de las condiciones en la calidad del agua y del hábitat, determina sitios con mayor velocidad de corriente, mayor tamaño de grano y proporción de materia orgánica y alta concentración de metales pesados tanto en agua como en sedimento. Las principales especies indicadoras de este estado fueron *Dero furcatus*, *Physa acuta* y las familias de dípteros Psychodidae y Culicidae. Este grupo estuvo definido por los organismos minadores y colectores-recolectores.

Los resultados obtenidos en el presente estudio nos conducen a rechazar la hipótesis propuesta. La calidad biótica de macroinvertebrados no estaría primariamente determinada por los hábitats funcionales disponibles en los arroyos de llanura urbanos y secundariamente por la calidad del agua. Las características propias de los arroyos de la llanura pampeana sumado a las intervenciones antropogénicas que se realizan en estos sistemas al recorrer zonas urbanas, determinan un efecto sinérgico entre las características del hábitat y del agua determinando una nueva situación ecológica. Los resultados de este estudio enfatizan la necesidad de considerar en forma integrada la recuperación del hábitat físico conjuntamente con la calidad del agua, especialmente en este tipo de ecosistemas con elevado tiempo de residencia del agua que acentúa el carácter perjudicial de la contaminación.

ABSTRACT

Ecological quality of ecosystems is determined by the interaction of two main axes: habitat quality and water quality. This interaction determines the biotic quality of the system that is reflected on the structure and function of macroinvertebrate assemblages according to each factor involved.

The general aim of this thesis was to evaluate the importance of the physical habitat of Buenos Aires province plain streams for the establishment and persistence of macroinvertebrate population and the maintenance of the ecological quality of lotic systems. For this goal, the physicochemical changes were analyzed first (nutrients, turbidity, DBO₅, DQO, DO, pH, conductivity, temperature and heavy metals) in three streams that flow in urban and periurban areas (Martin stream, Baldovinos stream and Don Carlos stream) and they are subjected to different modifications such as dredging, weed cutting and channelization. There were chosen three sampling sites in every stream.

Then, a physical analysis of the habitat was done, taking into consideration a reach scale and the functional habitats present in that type of environment. The land use in the area was recorded using satellite images and field observation, as well as the hydraulic modification of each site.

A survey of the aquatic plants present was performed, taking into account their covering, and bed parameter such as wet wide, deepness, current velocity, discharge and available substrate were measured. Within each reach of the stream, two main mesohabitats were evaluated: macrophytes (emergent, attached floating and free floating) and the riverbed sediments (center and bank sediment). The substrate was classified according to their granulometry such as gravel (> 500 μm), sand (62.5 – 500 μm) silt (3.9 – 62.5 μm) and clay (< 3.9 μm); the organic matter content was also determined in each sampling site. Besides, an index for the habitat assessment at reach level was applied following Barbour & Stribling (1991, 1994), who selected parameters for high and low slopes. This index was modified for lotic systems of Pampean plain.

Overall, 104 water and sediment samples were collected seasonally from March, 2005 to February, 2006. Sediment samples from central and bank bed were collected using a 100 cm^2 Ekman dredge. Vegetation samples were collected in an area delimited by a 1300 cm^2

Plexiglas square and sieves of 250 μm mesh size were used to collect phytophilous organisms. To determine structural and functional characteristics of zoobenthic assemblage the following descriptors were taken into account: richness, density, diversity, functional feeding groups, habitat trait and organism tolerance.

Ordination of sampling sites was performed according to physical and chemical parameters using a principal component analysis (PCA). To determine the differences between biotic and abiotic descriptors an ANOVA analysis and a posteriori test were performed. A TWINSPLAN analysis was used to sort the different collected samples in each mesohabitat and sampling site in order to define the possible functional habitats present in plain streams from macroinvertebrate assemblage. IndVal method was used to detect the main indicative taxa in each determined sampling group. To contribute to determine the ecological quality of the analyzed sampling sites, the descriptors that best reflected the different situations in each sampling site were selected through a Canonical Correspondence Analysis. The meaning of the obtained axes was valued using Monte Carlo Test.

In relation to water quality, the analysis of sampling sites based on physical chemical data differentiated two main groups: the first contains the sites of Martin stream and the headwaters of Baldovinos and Don Carlos streams. This group was associated to the best conditions in water quality that were reflected in a lower quantity of nutrients, organic matter and higher oxygenation. Another group was conformed by the most disturbed sites in Don Carlos stream that were associated to high levels of NH_4^+ , conductivity and DBO_5 .

The middle and downstream sites in Baldovinos stream presented water quality conditions with higher DQO , NO_3^{-2} y PO_4^{-3} values.

Regarding the physical habitat, significant differences between sites were registered. In that sense, current velocity was higher downstream in Martin and Don Carlos streams. The most anthropogenically disturbed site presented the highest values of organic matter due to allochthonous effluents.

At mesohabitat level, five functional habitats were recognized: central sediment, bank sediment, free floating plants, attached plants and emergent plants. Regarding sediment, channelized and deepened sites showed differences in relation to a higher percentage of gravel and clay, and a lesser percentage of silt. The reduced variability of soft substrate, contrasted with the high heterogeneity of vegetation substrate that structured Pampean

streams. Low abundance and frequency of free floating plants in the sampling sites led us to the exclusion of this mesohabitat in the general analysis. It is important to highlight that the loss of this type of vegetation in the analyzed Pampean urban streams was related to hydraulic modifications.

At reach scale, the use of a habitat index adapted to urban plain streams determined that the sites in Martín stream and headwaters of Baldovinos and Don Carlos streams, which showed index values over 100 points were the sites with higher habitat quality. The greatest habitat detriment was observed in DC3 site, where hydraulic works have transformed the stream into a channel that showed bad water quality.

The mean total density of macroinvertebrates was higher in the sites with intermediate water quality and habitat, diminishing strongly in Don Carlos stream. The number of taxa and Shannon diversity showed a pattern that determined differences between sites in a similar trend. The main taxonomic groups analyzed: Nematoda, Oligochaeta (especially Tubificinae and Naidinae) and Chironomidae displayed the highest relative abundances in the three streams. Very tolerant taxa dominated the urban streams selected in the present study, especially in those streams that are most affected by organic pollution. Intolerant organisms were located with preference in the headwaters sites of the surveyed streams. Finally, related to functional diversity, piercer organisms dominated most sampling sites, due to a great abundance of nematods. In relation to habitat trait, sprawlers dominated most sampling sites, with the exception of BC3 and DC3 in which there were a predominance of sprawlers-swimmers and burrowers.

Interaction between habitat and biota revealed the differences between sediment and vegetation that were evident both for total density and number of taxa. While the highest density of organisms was present in the sediment, the highest richness in taxa number was found in the vegetation. The presence of diverse taxonomic groups in the different habitats: Nematoda, Oligochaeta, Mollusca and Diptera have showed to have preference for sediment habitat. In the case of Crustacea, Coleoptera, Ephemeroptera and Odonata, these groups presented a clear preference for vegetation. However, the proportion sediment-vegetation varied according to physicochemical characteristics of the water and habitat quality. Regarding mesohabitats, there were no significant differences recorded between vegetation types or sediment types, even though the differences were very significant between

vegetation mesohabitats (attached and emergent plants) when we compared them to sediment mesohabitats (center and bank). The lack of differences between benthic assemblage of center and bank sediment could be due to the fact that the predominant and characteristic substrate in this lotic stream is silt, which was present in both categories. Regarding taxa tolerance, the few sensitive organisms recorded were found mainly in vegetation. Distribution analysis of different functional feeding groups showed us that piercers dominated in both habitats. In the case of vegetation, predators were abundant and present in every site. Filtering collectors (mainly bivalves) were more abundant in sediment due to their habitat trait, typically benthonic, though they were absent in disturbed sites. With regards to macroinvertebrates habitat traits, we can observe that sprawlers dominated in sediment as well as in vegetation. Swimmers, clingers and climbers were more abundant in vegetation. The group that was fondest on sediment, burrowers, was very important in number in most sampling sites. We defined sites with better ecological quality characterized as having the largest values in fine sediment and stream wideness, with a higher concentration of dissolved oxygen, vegetation cover and indicator species such as *Heleobia spp.*, *Americabaetis sp.*, *Pomacea canaliculata*, *Pisidium sterkianum*, *Polypedilum sp.* and *Limnodrilus hoffmeisteri*. Moreover, sites that showed these characteristics were gathered in CCA and related to a higher habitat index, sensitive and tolerant species, gathering-collectors, scrapers and sprawlers. Sites with intermediate ecological quality showed a higher nutrient concentration and chemical oxygen demand, higher proportion of coarse sediment, turbidity and depth. *Dero spp.* proved to be the most indicator species, together with *Drepanotrema kermatoides*, *Paratanytarsus sp.*, *Omalonix sp.*, *Callibaetis sp.*, Ceratopogonidae, Sminthuridae and Hydrophilidae. Swimmers, clingers, sprawler-swimmers, scrapers-gathering collectors, predators and tolerant organisms, were associated to the previous group. Finally, the detriment in habitat and water quality caused an increase in current velocity, coarser sediment, higher proportion of organic matter and higher concentration of heavy metal both in water and sediment. The main indicator species of this state were *Dero furcatus*, *Physa acuta*, Psychodidae and Culicidae. This group was defined by burrowers and gathering-collectors.

The results of the present study led us to reject the proposed hypothesis. The biotic quality of macroinvertebrates are not primarily determined by available functional habitats in plain

urban streams and secondly by water quality. Pampean stream proper characteristics together with anthropogenic stressors imposed upon these systems throughout urban areas determine a synergic effect between habitat and water characteristics, determining a new ecological situation. The results of this study emphasize the need to consider physical habitat rehabilitation together with water quality treatment, especially in this type of ecosystems that have a high time of water residence, which magnifies the prejudicial effects of pollution.

INTRODUCCIÓN



fundamentos, conceptos y antecedentes relacionados con el tema de estudio. Objetivos e hipótesis.

1. INTRODUCCION

Los ríos, en expresión de Margalef, son los sistemas nefríticos de la cuenca y, por tanto, su geoquímica y su biota reflejan lo que sucede en el conjunto del territorio (Margalef, 1997). Ellos aportan información del estado de conservación y de la “salud” de la cuenca y su relevancia social y económica es obvia, puesto que representan un servicio natural de primer orden en términos de calidad del agua, transporte, recepción de efluentes urbanos e industriales, producción de energía, pesca y materias primas. Los ríos son también lugares donde se concentra una gran parte de la biodiversidad. Sin embargo, frente al declive generalizado de la biodiversidad en gran parte del mundo, los sistemas fluviales también están en peligro.

En el caso de los ríos y arroyos que atraviesan ciudades, éstos han sido incorporados al paisaje urbano a lo largo del tiempo y han adquirido diferentes formas y funciones según las necesidades del lugar que recorren. La mayoría de los ríos urbanos han funcionado como depuradoras naturales hasta que los núcleos de población se han hecho excesivamente densos como para mantener estos asentamientos humanos con su correspondiente actividad industrial. Muchos de estos ríos son utilizados para el vertido de efluentes industriales, para la rápida descarga de la escorrentía provocada por las lluvias, otros como vertederos directos de residuos sólidos. La consecuencia inmediata sobre el cuerpo de agua es la superación de su capacidad de recepción y procesamiento de los vertidos y, por tanto, de su autodepuración. Finalmente, los ríos quedan relegados a ser canales para el rápido transporte de efluentes, y para garantizar esto, su cauce debe ser modificado. La práctica de diferentes modificaciones hidráulicas es muy común en ríos que atraviesan ciudades y cuya población ha crecido y se ha asentado en cercanías de cuerpos de agua. Pero, *es posible que los ríos que atraviesan zonas urbanas puedan cumplir otra función que la de ser canales de transporte? ¿O es una práctica beneficiosa y aceptada “desnaturalizarlos” y utilizarlos como conductos para el transporte de agua y desechos? ¿Cómo afecta esto a la calidad ecológica del lugar? ¿Cuáles son los problemas que se resuelven y cuáles los que se generan con este tipo de prácticas?*

En las últimas décadas, se han realizado considerables progresos en investigación para el entendimiento de los impactos producidos por el desarrollo urbano sobre las formas y procesos de los ríos (Chin, 2006). Esto se da especialmente en el hemisferio norte donde, luego de una larga historia de destrucción ambiental, comienzan los estudios y prácticas de restauración. El crecimiento de la sensibilidad pública acerca de la degradación ambiental y la conciencia científica de la importancia ecológica de la heterogeneidad espacial en arroyos (Petersen & Petersen, 1991; Cooper *et al.*, 1997; Brown, 2003) han dirigido numerosos intentos por restaurar sistemas degradados (Hildebrand *et al.*, 1997; Muotka & Laasonen, 2002; Roni *et al.*, 2002; Pretty *et al.*, 2003). Las prácticas de restauración de ríos han sido desarrolladas en respuesta a las actividades humanas que alteran severamente los ecosistemas acuáticos. La restauración consiste en aplicar diversas técnicas para reproducir las características hidrológicas, morfológicas y ecológicas que se han perdido debido a la urbanización, a la agricultura u otras perturbaciones (National Research Council, 1992).

En el caso de los ríos y arroyos de muchos países subdesarrollados del hemisferio sur, la vuelta de los ecosistemas a su estado “más natural” es un desafío que recién comienza a plantearse como alternativa frente a la degradación ambiental. La limpieza de la vegetación, el dragado, la rectificación del cauce y los entubamientos siguen siendo las prácticas más comunes y muchas veces se plantean como única solución frente a los problemas de inundación y contaminación.

Obras Hidráulicas en arroyos de llanura

Un disturbio es un evento relativamente discreto en el tiempo que trastorna la estructura de una población, comunidad o ecosistema y cambia los recursos, la disponibilidad de sustrato o el ambiente físico (Pickett & White, 1985). Tanto los eventos de crecida del flujo de agua como las sequías pueden ser considerados disturbios naturales por la alteración del régimen hidrológico y del ambiente físico del arroyo por depositación o erosión del sedimento (Clausen & Biggs, 1997; Wood & Armitage, 1997; Miyake & Nakano, 2002). Sin embargo, el ambiente físico del arroyo también es susceptible al disturbio por impacto humano a través de obras hidráulicas a diferentes escalas. Mas aún, en ríos urbanos, la combinación de efectos tales como la modificación de la estructura física y la contaminación afectan los procesos físicos

naturales causando una significativa degradación del hábitat y por lo tanto un decaimiento en la calidad biológica. La biota responde al disturbio usando los habitats de refugio desde donde ellos pueden recolonizar parches más estables luego del evento (Lancaster & Hildrew, 1993; Robertson *et al.*, 1995; Lancaster & Belyea, 1997).

Las obras hidráulicas de la llanura pampeana se llevan a cabo normalmente por razones socio-económicas y están sujetas a exigencias muy complejas con respecto a los efectos que se pretenden alcanzar y a aquellos no deseados que tienen que ser aceptados.

Entre las principales obras hidráulicas que se realizan en los cauces de ríos y arroyos urbanizados, las que comúnmente se aplican en arroyos pequeños y que serán consideradas en el presente estudio son las siguientes:

- **Canalización**

La canalización es el proceso por el cual se construye un canal destinado al transporte de fluidos abierta a la atmósfera o se utiliza un cauce como conducto abierto que recoge y evacua el agua de un lugar a otro.

Se construyen como obras hidráulicas para fines de tránsito y de obtención de energía, pero también con fines de abastecimiento y evacuación. En los canales, el nivel del agua se mantiene generalmente constante o es modificado dentro de límites definidos. La canalización consiste, por lo general, en una combinación de rectificación fluvial (acortamientos de cauce) y ensanchamientos del lecho natural construyendo un perfil de flujo homogéneo.

- **Dragado**

Se entiende por dragado a la operación de extracción y limpieza de los sedimentos en cursos de agua, lagos, bahías y accesos a puertos, para aumentar la profundidad de un canal navegable o de un río con el fin de aumentar la capacidad de transporte de agua, evitando así las inundaciones aguas arriba.

Las obras de dragado transforman los perfiles transversal y longitudinal del río, lo que normalmente conlleva a cambios en el comportamiento de la velocidad de la corriente y de la ribera del río, si el fango extraído se tiene que almacenar fuera del lecho fluvial. Los cambios en el comportamiento de la velocidad de la corriente pueden dar lugar a alteraciones en la dinámica fluvial. Por ejemplo, al aumentar la velocidad de la

corriente en el curso medio se puede favorecer a inundaciones en el curso inferior de un río. Al destruir o alterar determinadas formaciones del lecho, el dragado puede provocar la aparición de fenómenos de erosión que podrían afectar negativamente el objetivo perseguido.

- ***Limpieza y desmalezado***

Además de las prácticas de canalización y dragado, muchos arroyos son sometidos a la “limpieza y desmalezado”. Esto consiste principalmente en la quita de todo elemento que perjudique el rápido paso del flujo, tanto en el centro del canal como en las riberas. Son retirados del cauce, elementos alóctonos que se han volcado al canal como bolsas de basura, restos de metales, ladrillos, etc. y también elementos autóctonos del río como vegetación acuática en pie, restos de vegetación muerta y rocas o piedras que pudieran desprenderse del lecho.

En general, estas actividades son realizadas por los municipios del lugar y son solicitadas por los vecinos especialmente cuando la calidad del agua es mala y aparecen roedores y elevada densidad de dípteros en la zona. La idea generalizada es que la limpieza del canal favorece la calidad ecológica del río y que la “prolijidad visual” del arroyo implica un mejoramiento de las condiciones de vida en la zona.

La importancia de la escala en el ambiente de un arroyo

Para entender la estructura física de los arroyos es necesario identificar los procesos dinámicos que se presentan a diferentes escalas y su interconexión. Tradicionalmente el estudio de los sistemas lóticos se ha desarrollado y dividido en dos líneas principales: la ecología y la geomorfología, y estas disciplinas se ha desarrollado a múltiples escalas independientemente.

A partir de la última década comenzaron a desarrollarse conceptos integradores de la estructura física y de los procesos y ecología de comunidades bajo el nombre de ecología fluvial de arroyos (Poole, 2002). Los sistemas lóticos son organizaciones jerárquicas que incluyen diferentes niveles en sucesivas escalas espacio-temporales (Frisell *et al.*, 1986) (Fig. 1). El sistema es jerárquico porque las formas y los procesos a mayor escala imponen restricciones sobre las formas y procesos de menor escala (Pedersen, 2003). Es así que podemos observar un determinado número de procesos fluviales a diferente escala espacio-temporal actuando juntos para crear los hábitats

del canal. Las comunidades de macroinvertebrados han sido estudiadas en relación a la estructura física del hábitat en un número de escalas que van desde el tramo/área a partículas (Statzner & Holm, 1982; Scarsbrook & Townsend, 1993; Downes, 2000).

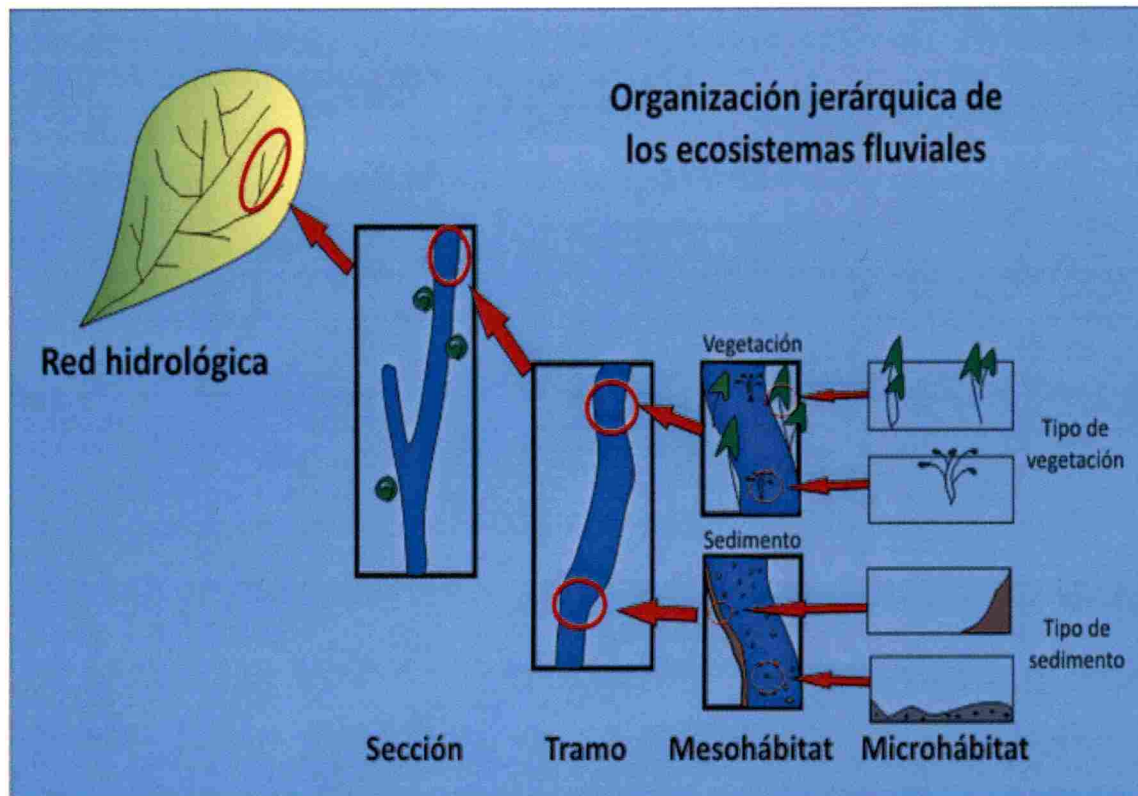


Figura 1: Organización jerárquica de los ecosistemas fluviales (modificado de Frissell et al. 1986)

Podemos definir entonces diferentes hábitats según la escala que estemos tomando de referencia y los procesos que influyen a ese nivel. La escala micro-hábitat (el ambiente inmediato que rodea a un organismo) ha sido bien estudiada en relación a la importancia del sustrato (Minshall, 1984) y a las condiciones del flujo (Statzner & Holm, 1982). Una escala de mesohábitat (definida como un parche de sustrato uniforme) también ha recibido atención en diferentes trabajos científicos (Armitage & Pardo, 1995; Downes, 2000; Kemp *et al.*, 2000). Estudios a escala de tramo han sido numerosos al igual que el estudio de la influencia del paisaje circundante en relación a las comunidades biológicas (ej. Allan & Johnson, 1997; Bojsen & Barriga, 2002). La Tabla 1 resume las diferentes escalas y los procesos involucrados en cada una de ellas.

Tabla 1: Breve descripción de la estructura jerárquica de los arroyos (Pedersen, 2003).

Elemento jerárquico	Escala espacial	Tiempo de persistencia o frecuencia del disturbio	Descripción	Procesos destructivos	Procesos creativos
Región			Condiciones climáticas y geología a gran escala. Región y cuenca son a menudo referidas a similar nivel jerárquico.	Disturbios tectónicos. Glaciación. Cambio climático.	
Río	10 ² m	10 ³ - 10 ⁴ años	El sistema del río es observado en el contexto de la cuenca.	Disturbios tectónicos. Glaciación.	Denudación.
Segmento	10 ² m	10 ³ - 10 ⁴ años	Segmentos del canal son determinados a partir de los cambios en la morfología y la geología.	Derrumbes importantes.	Desarrollo del sistema del canal.
Tramo	10 ² m	10 ³ - 10 ⁴ años	El ecosistema es dividido en distintas formas tales como el río y el área de inundación. Las características del canal podrían variar entre tramos.	Movimientos del canal. Pérdida de meandros.	Transporte de sedimento. Deposición/Erosión.
Unidad	10 m	10 ³ - 10 ⁴ años	El tramo es dividido en distintas unidades morfológicas con diferentes condiciones de flujo.	Deposición/Erosión. Transporte de sedimento.	Movimiento del fondo a pequeña escala. Cambios en la velocidad. Variaciones estacionales.
Mesohábitat	10 ¹ m	10 ³ - 10 años	Diferencias en el sustrato y en la morfología a menor escala determina la división en mesohábitats.	Movimiento del fondo a pequeña escala. Cambios en la velocidad. Variaciones estacionales.	Crecimiento de perfiton y de macrofitas.
Microhábitat	10 ⁰ m	10 ³ - 10 años	Dentro de los mesohábitats diferencias a microescala podrían llevar a una mayor subdivisión.	Movimiento del fondo a pequeña escala. Cambios en la velocidad. Variaciones estacionales.	

Dado que, como se mencionara anteriormente, los procesos fluviales a diferente escala espacio-temporal actúan juntos para crear los hábitats del canal, el presente trabajo de tesis tendrá en cuenta principalmente las variables físicas que definen la estructura del hábitat a nivel de tramo (caudal, ancho, profundidad, estabilidad de las márgenes, etc.) y a nivel de mesohábitat (unidades morfológicas tales como tipo de sustrato - ribera y centro- y tipo de vegetación-emergente y arraigada).

El tramo del arroyo nos dará las herramientas necesarias para definir el estado del hábitat físico en relación a las posibles intervenciones humanas producidas en él. A escala de mesohábitat, serán evaluadas las unidades morfológicas presentes en el tramo (sedimento y vegetación en el caso de los arroyos de la llanura pampeana) que puedan servir de soporte, refugio, lugar de alimentación, etc. a las asociaciones de invertebrados presentes (determinación de hábitats funcionales). Además, la conexión de estas dos escalas y de las variables físicas con los hábitats funcionales, nos permitirán relacionar a través de este trabajo, la ecología con la geomorfología.

Consideramos que estos dos niveles de observación permitirán realizar una correcta evaluación de los procesos que controlan la diversidad de hábitats en el arroyo y por tanto, de invertebrados.

Rol de los invertebrados en los sistemas lóticos

Hacia finales de la década de los 70 del siglo XX, los análisis químicos eran los métodos más utilizados para evaluar el estado de un río o arroyo. La calidad ecológica se limitaba a la composición y cantidad de elementos químicos en el agua. Sin embargo, a medida que las fuentes y tipos de contaminación se hicieron más complejos, los métodos químicos comenzaron a resultar ineficaces para detectar cambios en las condiciones naturales de los ríos, resultado de perturbaciones no puntuales de origen difuso. Ante ésta situación se revalorizan los métodos biológicos como herramienta complementaria de los métodos químicos y bacteriológicos. La bioevaluación de las aguas se fundamenta en la capacidad natural que tiene la biota de responder a los efectos de perturbaciones eventuales o permanentes. En términos generales se puede decir que la biota acuática cambia su estructura y funcionamiento al modificarse las condiciones ambientales (Segnini, 2003).

Una considerable parte de la biodiversidad de los arroyos es aportada por los invertebrados. Los invertebrados conforman uno de los grupos más utilizados en estudios de bioindicación, destacándose especialmente los macroinvertebrados bentónicos. La preferencia por éste grupo se debe a varias razones que son señaladas por Reece & Richardson (1999): i) son relativamente sedentarios y por lo tanto representativos del área donde son colectados; ii) tienen ciclos de vida relativamente cortos comparado con los peces y reflejan con mayor rapidez las alteraciones del medio ambiente mediante cambios en la estructura de sus poblaciones y comunidades; iii) viven y se alimentan en o sobre los sedimentos donde tienden a acumularse las toxinas, las cuales se incorporan a la cadena trófica a través de ellos; iv) son sensibles a los factores de perturbación y responden a las sustancias contaminantes presentes tanto en el agua como en los sedimentos, y v) son fuente primaria como alimento de muchos peces y participan de manera importante en la degradación de la materia orgánica y el ciclo de nutrientes.

Además, es ampliamente reconocido que los macroinvertebrados bentónicos son capaces de reflejar las diferentes perturbaciones antropogénicas a través de cambios en la estructura o función de sus asociaciones y por lo tanto, permiten hacer una evaluación global de los arroyos (Hering *et al.*, 2004; Rosenberg & Resh, 1993; Rodríguez Capítulo A., 1999). Estos organismos proporcionan la base fundamental de

la red alimentaria, siendo esencial su presencia para el funcionamiento del flujo del ecosistema al jugar un rol importante en muchos de los procesos ecológicos, incluyendo la descomposición de material orgánico, herbivoría y transporte de la energía desde productores primarios hasta consumidores secundarios (Allan, 1995; Wallace & Webster, 1996; Covich *et al.*, 1999). Por otra parte, numerosos estudios reflejan el hecho de que la estructura de las poblaciones de macroinvertebrados es afectada por la heterogeneidad de su ambiente circundante (Borchardt, 1993; Armitage, 1995; Petts & Calow, 1996; Pardo & Armitage, 1997; Buffagni *et al.*, 2000; Kemp *et al.*, 2000; Newson & Newson, 2000; Tickner *et al.*, 2000; Brunke *et al.*, 2001; Sullivan *et al.*, 2004; Brooks *et al.*, 2005; Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001; Ocón & Rodríguez Capítulo, 2004).

Rasgos biológicos y tolerancias ecológicas de las especies

La biodiversidad comprende múltiples dimensiones de la variabilidad de la naturaleza, incluida la genética, taxonomía y los componentes funcionales. A pesar de esta visión multifacética de la diversidad biológica, la mayoría de los estudios continúan considerando la riqueza de especies como su componente principal. Solo recientemente la diversidad funcional se ha considerado en relación a los principales gradientes ecológicos (Stevens *et al.*, 2003). En términos generales, la diversidad funcional se refiere al número y variabilidad de las funciones ecológicas de las especies en un ecosistema y por lo tanto se puede medir utilizando la categorización de las especies en grupos funcionales, y a partir del examen de la división de especies e individuos en estas categorías (Heino, 2005).

La comprensión del papel funcional de los invertebrados en los ecosistemas comenzó a desarrollarse en la década de 1970 (Cummins, 1974; Cummins & Klug, 1979), y alcanzó una explosión importante en la década de 1980 (Vannote *et al.*, 1980; Minshall *et al.*, 1985; Minshall, 1988). El uso de la estructura funcional o más comúnmente de los rasgos de las especies, como variables de respuesta en lugar de la composición taxonómica puede aumentar nuestra comprensión de la relación y variabilidad de la diversidad biológica y el funcionamiento de los ecosistemas. Los grupos funcionales alimentarios se refieren al tipo de alimentación y al tipo de alimentos consumidos por los macroinvertebrados, mientras que los rasgos de hábito o modo de vida incluyen

información sobre la movilidad relativa y el lugar donde los alimentos se obtienen. Ambas características son muy importantes en relación con las funciones de los macroinvertebrados en los ecosistemas acuáticos. Las relaciones de los macroinvertebrados con las características del hábitat es probable que sean mejor reconocidas si las combinaciones de los grupos funcionales alimentarios (Cummins, 1973) y los grupos de modos de vida (Merritt & Cummins, 1996) se utilizan (Heino, 2005). La teoría del “river habitat templet” establece una estrecha relación entre las condiciones ambientales del hábitat y los rasgos biológicos de las especies (adaptaciones) que viven en dicho hábitat (Townsend & Hildrew, 1994). En este sentido, los rasgos biológicos de las especies pueden ser utilizados para predecir cambios en las comunidades de invertebrados en gradientes ambientales (Statzner *et al.*, 2005). Sin embargo, el uso de los rasgos biológicos requiere de información biológica detallada para todas las especies de una región, que todavía sigue siendo incompleta (Statzner *et al.*, 2007).

Aparte de los rasgos biológicos se pueden utilizar también, para determinar la diversidad funcional de los ecosistemas, los rasgos ecológicos ligados a la distribución y tolerancia ecológica de las especies (Tachet *et al.*, 2002, Rodríguez Capítulo *et al.*, 2009). Este tipo de información se refiere a las adaptaciones evolutivas que presentan los organismos a determinadas condiciones ambientales, y a los límites de tolerancia a las diferentes alteraciones de las mismas. Estos límites de tolerancias varían, y así, frente a una determinada alteración se encuentran organismos “sensibles” que no soportan las nuevas condiciones impuestas, comportándose como “intolerantes”, mientras que otros, que son “tolerantes” no se ven afectados. Si la perturbación llega a un nivel letal para los intolerantes, estos mueren y su lugar es ocupado por comunidades de organismos tolerantes. Del mismo modo, aún cuando la perturbación no sobrepase el umbral letal, los organismos intolerantes abandonan la zona alterada, con lo cual dejan espacio libre que puede ser colonizado por organismos tolerantes. De modo que, variaciones inesperadas en la composición y estructura de las comunidades de organismos vivos de los ríos pueden interpretarse como signos evidentes de algún tipo de contaminación (Alba Tercedor, 1996). Entre los grupos más sensibles a las alteraciones de los ecosistemas acuáticos están las larvas acuáticas de insectos tricópteros, efemerópteros, plecópteros y las larvas y adultos de algunos coleópteros y

odonatos (Domínguez *et al.*, 2001; Romero, 2001; Angrisano & Korob, 2001; Tangorra *et al.*, 2000). Por ejemplo, el índice EPT (efemerópteros, plecópteros y tricópteros) es utilizado en varios países como indicador de la calidad ambiental de los ecosistemas acuáticos y se asume que a mayor valor del mismo mejor es la calidad del sitio. Sin embargo éste índice no resultaría *a priori* un indicador apropiado para los arroyos pampeanos dado que la representación de estos grupos es escasa o nula en estos ambientes y que existen todavía falencias en el conocimiento taxonómico de las especies regionales y de sus tolerancias a los cambios ambientales (García, 2008). Entre los grupos que muestran una gran resistencia a las perturbaciones y a la contaminación se encuentran algunas especies de oligoquetos, nematodos, dípteros y algunas familias de moluscos; estos grupos presentan en general alta tolerancia a compuestos tóxicos o corta duración de sus ciclos de vida, permitiendo soportar condiciones adversas (Domínguez & Fernández, 1998; Fernández *et al.*, 2006; Ocón & Rodríguez Capítulo, 2004; Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001).

El hábitat físico y los macroinvertebrados

Según Segnini (2003) con el reconocimiento, relativamente reciente, de que la estructura y funcionamiento de los sistemas lóticos está íntimamente asociada a la geología, al tipo de vegetación y a otros factores que operan a nivel del paisaje (Vannote *et al.*, 1980); que la cuenca hidrográfica es la unidad geográfica e hidrológica de integración de los diferentes procesos que afectan la condición ecológica de estos ecosistemas (Naiman, 1992), y que los efectos de las modificaciones en el ámbito regional pueden ser más perjudiciales para los ríos que los efectos de la contaminación orgánica o química (Hughes *et al.*, 1990; Roth *et al.*, 1996; Lammert & Allan 1999; Karwan *et al.*, 2001; Allan *et al.*, 2002; Wright & Flecker, 2004) pierden fuerza los métodos de evaluación basados en unas pocas propiedades o en algunos procesos particulares de las comunidades biológicas. La nueva estrategia de acción es la valoración de la integridad biótica de los ríos, o sea, la capacidad de sustentar y mantener una comunidad de organismos balanceada, integrada y adaptada cuya composición física, diversidad y organización funcional sea comparable con la comunidad propia de un hábitat natural de la región (Karr & Dudley, 1981).

Un concepto más amplio al de integridad biótica es el de *Integridad Ecológica* en el cual se incorpora la evaluación del ambiente físico (Covich *et al.*, 1995, Gibson *et al.*, 1996; FWI Ecological Integrity Workshop, 1999; Radwell, 2000). La clasificación anterior deja claro que la integridad biótica de un cuerpo de agua resulta de la interacción de procesos físicos, químicos y biológicos (Figura 2).

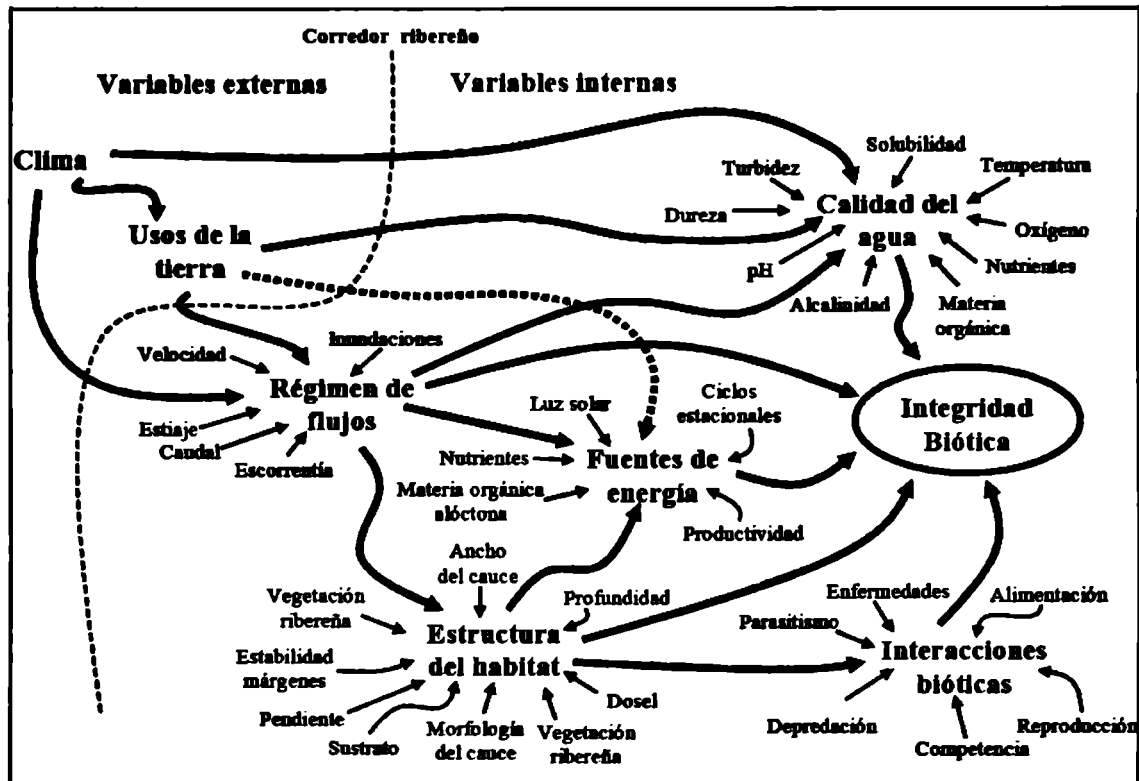


Figura 2: Variables internas y externas que afectan la integridad biótica (Segnini, 2003).

Debido a las continuas modificaciones hidráulicas que sufren los cuerpos de agua, especialmente en la última década, y a la falta de conocimiento sobre la estructura física de los ríos surge la necesidad de incorporar estudios del hábitat como complemento a las evaluaciones de calidad de agua y calidad biótica. Esto se debe a que muchas veces la falta de organismos en un ambiente no es consecuencia directa de la mala calidad ecológica sino de la baja posibilidad de contar con refugios, sustratos propicios, alimento, etc. La importancia del hábitat en los estudios ecológicos reside en la estrecha relación de la biota con su entorno ya que la heterogeneidad ambiental es un factor determinante para el establecimiento y permanencia de comunidades diversas. Además, el estudio y manejo del hábitat es una herramienta

cada vez más utilizada para planes de recuperación y manejo de las cuencas hídricas (Rabeni, 2002; Buffagni *et al.*, 2000; Kemp *et al.*, 1999).

El término “calidad ecológica” se refiere a la estructura y función de la comunidad biológica, los factores naturales de tipo físico, geográfico y climático sumado a condiciones físicas y químicas del agua (incluidas las resultantes de la actividad humana y la estética de los ecosistemas) (Prat *et al.*, 1996). Dado que el mayor impacto de las modificaciones hidráulicas resulta en cambios de la geomorfología del cauce y específicamente en los hábitats que sostienen las comunidades bióticas, surge la idea de estudiar la importancia de los hábitats sobre la calidad ecológica de los sistemas lóticos.

La diversidad física es conocida como uno de los indicadores para definir la salud de los ríos y la determinación de la diversidad de hábitats es una herramienta para predecir la diversidad potencial de la biota (Newson & Newson, 2000). Según Kemp *et al.* (2002), las comunidades biológicas de los ríos han sido bien estudiadas por muchos años por ecólogos, así como los procesos y la dinámica de la morfología del canal y el sistema hidráulico por hidrólogos y geomorfólogos. Sin embargo, es sólo en los últimos años que estos campos en paralelo, ecología de ríos y geomorfología, han estado vinculados, especialmente en relación con los hábitats (Pardo & Armitage, 1997; Semeniuk, 1997; Harper & Everard, 1998; Kemp *et al.*, 1999; Buffagni *et al.*, 2000; Kemp *et al.*, 2002; Sullivan *et al.*, 2004).

Como la heterogeneidad y diversidad física en arroyos se correlaciona bien con la diversidad biológica (Chisholm *et al.*, 1976; Downes *et al.*, 1998; Gorman & Karr, 1978) y una reducción de la heterogeneidad ambiental puede reducir la diversidad de especies y la abundancia de las poblaciones (Mc Coy & Bell, 1991; Kolasa & Rollo, 1991), una manera de medir el efecto de diferentes impactos antropogénicos puede ser a partir del estudio de las comunidades o del hábitat físico que ellos utilizan para su asentamiento, reproducción, refugio, etc.

Desde la ecología y a partir del estudio del hábitat en relación a los invertebrados bentónicos, surgen dos conceptos equivalentes: el de hábitat funcional (Harper *et al.* 1992, Harper & Everard, 1998; Kemp *et al.* 1999; Buffagni *et al.*, 2000) y el concepto de mesohábitat (Armitage & Pardo, 1995; Pardo & Armitage, 1997). Harper *et al.* (1995) analizó las relaciones entre lo físico y la diversidad biológica de invertebrados e

introdujo el término “hábitats funcionales” definiéndolos como “los componentes estructurales del sustrato y la vegetación objetivamente identificados como diferentes por las asociaciones de invertebrados que sostienen”. La presencia y frecuencia de estos hábitats reflejan los procesos geomorfológicos dominantes en el cauce del río y ellos son, en consecuencia, sensibles al impacto humano (Harper & Everard, 1998; Harper *et al.*, 1998; Newson *et al.*, 1998). El concepto se basa en el supuesto de que en última instancia la conservación de los hábitats preserva la diversidad biológica (Tickner *et al.*, 2000; Rabeni *et al.* 2002). Como resume Buffagni *et al.* (2000), los hábitats que sean reconocibles desde el simple estudio visual se denominan «hábitats potenciales». El análisis numérico de los ensambles faunísticos de estos hábitats produce una clasificación objetiva de los hábitats que pueden albergar diferentes grupos de invertebrados, y estos pasan luego a considerarse como “hábitats funcionales”. Aunque la definición se basa en aspectos estructurales de la comunidad bentónica, el término hábitats funcional reconoce la importancia que la presencia o ausencia de los mismos podría tener para los procesos de los ríos, la salud ecológica y la diversidad de biota (Buffagni *et al.*, 2000).

La identificación de diferentes hábitats en el ambiente acuático ha sido considerada por muchos autores como una valiosa herramienta para el uso de programas de monitoreo (ej., Moore *et al.*, 1997), así como para un manejo ecológico sensible de los ríos (ej. Harper *et al.*, *op. cit.*). Esto está basado en la presunción que es más fácil manejar hábitats de ríos que especies (Harper *et al.*, *op. cit.*; Armitage & Pardo, 1995; Kemp *et al.*, 2000; Buffagni *et al.*, 2000; Tickner *et al.*, 2000), sobre todo en sistemas ricos en especies, y aquellos en los que poco se sabe de la historia de vida o las exigencias ecológicas de cada una de ellas (Armitage & Pardo, 1995). A pesar del interés extendido en el concepto del hábitat, existe todavía una falta considerable de consenso en el tema debido principalmente a la confusión dentro de la literatura ecológica con respecto al reconocimiento y definición de diferentes ambientes dentro del río (Wadson, 1994) como así también al número relativamente limitado de trabajos científicos que intentan relacionar la ecología con la geomorfología e hidráulica fluvial (Buffagni *et al.*, *op. cit.*).

Antecedentes

Como ya se mencionara anteriormente, la mayoría de los estudios sobre el hábitat realizados hasta el momento son referidos a sistemas lóticos montañosos, especialmente del hemisferio norte donde, luego de una larga historia de destrucción ambiental, comienzan los estudios y prácticas de restauración. Desde su desarrollo, el concepto de hábitat funcional ha ganado aceptación y está siendo empleado para detectar con mayor claridad los efectos de la regulación de ríos en tierras bajas sobre las más convencionales técnicas biológicas de evaluación (Armitage & Pardo, 1995). Se ha utilizado como base para establecer programas rentables de monitoreo para mejorar la gestión de los ríos (Buffagni *et al.*, 2000), para maximizar la heterogeneidad de hábitats y la biodiversidad en proyectos de rehabilitación de ríos (Kemp *et al.*, 2000), y en la evaluación del impacto de la reducción de la fauna en sistemas lóticos (Brunke *et al.*, 2001).

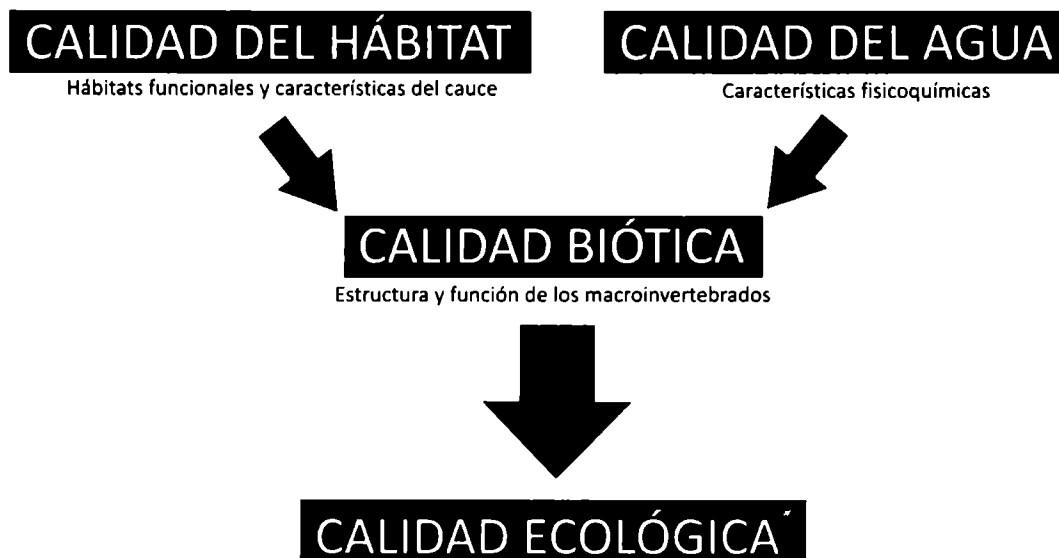
En el caso de los arroyos urbanos de llanura del hemisferio sur, y especialmente en nuestro país, son poco conocidas las respuestas biológicas a los cambios ambientales producidos por obras hidráulicas pequeñas (dragados, rectificaciones) y están referidas principalmente al fitoplancton, diatomeas bentónicas y grupos zoobentónicos particulares (Bauer *et al.*, 2002; Licursi & Gómez, 2008; Ocón & Rodríguez Capítulo 2004; Rodríguez Capítulo *et al.*, 2002 y Giorgi *et al.*, 2005). El resto de los estudios realizados en nuestro país se refieren a arroyos serranos regulados (con modificaciones hidráulicas como diques, embalses y azudes) y el efecto sobre los invertebrados bentónicos (Corigliano, 1994; Gill *et al.*, 1998; Vallania *et al.*, 1998; Vallania & Corigliano, 2007; Principe & Corigliano, 2006) y recientemente a estudios en ríos de la Patagonia afectados por represas (Miserendino, 2009).

Entonces, a partir de la necesidad de incorporar el efecto de la modificación del hábitat en la evaluación de la calidad ecológica en arroyos urbanos de llanura, surge esta nueva propuesta que incluye el análisis de las respuestas de los macroinvertebrados ante la implementación de obras hidráulicas de saneamiento y drenaje que comúnmente se practican en sistemas lóticos de baja pendiente.

El estudio de las asociaciones de invertebrados y el efecto de las obras hidráulicas sobre el hábitat, nos darán información sobre el estado biológico y ecológico de los arroyos de llanura y especialmente de los ríos urbanos.

Marco Conceptual

La calidad ecológica de los ecosistemas está determinada por la interacción de dos ejes principales: la calidad del hábitat (a partir del análisis de los hábitats funcionales y de las características morfológicas del cauce) y la calidad del agua (estimada a partir de las características fisicoquímicas). Esta interacción determina la calidad biótica del sistema reflejada en la estructura y función de las asociaciones de macroinvertebrados según la intensidad de cada uno de los factores que intervienen.



*El término "calidad ecológica" se refiere a la estructura y función de la comunidad biológica, los factores naturales de tipo físico, geográfico y climático sumado a condiciones físicas y químicas del agua (incluidas las resultantes de la actividad humana y la estética de los ecosistemas) (Prat *et al.*, 1996).

Figura 3: Esquema conceptual de los diferentes elementos que determinan la calidad ecológica de los arroyos.

Hipótesis planteadas

A- Los hábitats funcionales disponibles en los arroyos de llanura determinan la estructura y función de macroinvertebrados.

B- Si A se cumple, el grado de contaminación del lugar es el nuevo eje regulador de la estructura y función de las poblaciones de macroinvertebrados.

Objetivo General

El objetivo general de este trabajo de tesis fue evaluar la importancia del hábitat físico de los arroyos de llanura para el establecimiento y persistencia de las poblaciones de macroinvertebrados y el mantenimiento de la calidad ecológica de los sistemas lóticos. La utilización de dos disciplinas relacionadas, geomorfología e hidrobiología, nos permitirá identificar diferentes hábitats que influyen la distribución de las asociaciones bentónicas.

Para este fin se analizaron descriptores estructurales y funcionales del complejo bentónico expuesto a modificaciones del cauce (dragados, canalizaciones, entre otros) en diferentes tramos de arroyos urbanizados. Se pretende así obtener una herramienta que integre la modificación del hábitat en la evaluación de la calidad ecológica y que sirva de base para futuras decisiones en el manejo de los recursos hídricos tendientes a su conservación y/o rehabilitación.

Serán examinadas las relaciones entre las principales características fisicoquímicas del agua y del hábitat de los arroyos (incluyendo profundidad, velocidad de corriente, ancho del cauce, composición granulométrica del sedimento, cantidad y tipo de vegetación) en función de la densidad, riqueza y los grupos funcionales alimentarios.

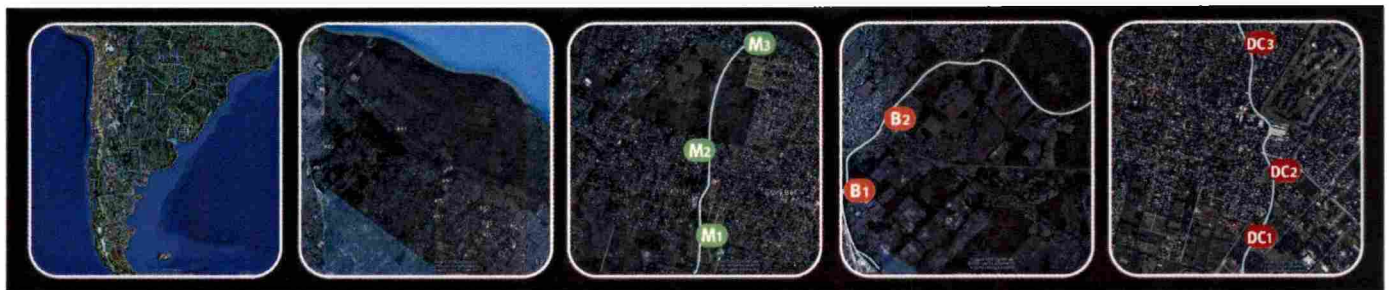
Como objetivos específicos se plantean:

-Analizar los cambios fisicoquímicos (nutrientes, turbidez, DBO₅, DQO, etc.) a lo largo de los arroyos sometidos a diferentes modificaciones como dragados, desmalezados, canalizaciones, etc.

-Identificar los principales hábitats funcionales presentes en arroyos de la llanura pampeana.

- Determinar características estructurales y funcionales del complejo zoobentónico (riqueza, densidad, diversidad, grupos funcionales alimentarios, etc.) para la posterior comparación de las poblaciones expuestas a diferentes disturbios del cauce.
- Comparar el efecto de las modificaciones del cauce sobre los hábitats funcionales determinados y evaluar la importancia de cada uno de ellos sobre las poblaciones de macroinvertebrados y sobre el ecosistema.
- Evaluar las relaciones entre las principales características fisicoquímicas y del hábitat de los arroyos y la estructura de las asociaciones de invertebrados.

ÁREA DE ESTUDIO



Características generales de la zona donde se localizan los arroyos seleccionados, descripción de cada uno de ellos y de las modificaciones hidráulicas realizadas en los sitios de muestreo que correspondan.

2. ÁREA DE ESTUDIO

El presente estudio fue realizado en la provincia de Buenos Aires que corresponde fitogeográficamente al Distrito Pampeano Oriental dentro de la Provincia Pampeana. Esta provincia comprende un vasto territorio de Sudamérica que abarca las llanuras del Este de Argentina, entre los 31° y 39° de latitud Sur, el Uruguay y la mitad del estado de Río Grande do Sul, en Brasil. El Distrito Pampeano se caracteriza por ser un gran pastizal de superficie plana que cubre la región central de Argentina. Presenta una superficie de más de 300.000 km² y su superficie llana, de escasa pendiente, solo se ve interrumpida por la existencia de sierras bajas en el sur, unas pertenecientes al sistema serrano de Tandilia de no más de 500 m snm y otras pertenecientes al sistema serrano de Ventana que apenas superan los 1200 m snm (Cabrera & Willink, 1980). El clima de la región es templado húmedo o subhúmedo con una temperatura media anual entre 15 y 18°C. Las precipitaciones oscilan entre los 800 y 1000 mm anuales. La vegetación dominante es la estepa o pseudoestepa de gramíneas, entre las cuales crecen numerosas especies herbáceas y algunos arbustos existiendo numerosas comunidades edáficas. La falta de áreas forestadas, aún en las márgenes de los arroyos y ríos, es una característica de la región (Cabrera, 1976; Brailovsky & Foguelman, 2002). Solo existen pequeñas y ocasionales áreas forestadas compuestas por especies introducidas y algunos talaes nativos. Según Cabrera (1976) la Provincia Pampeana constituye el territorio más adecuado para la agricultura y la ganadería de la República Argentina. Los cultivos de cereales finos, lino, girasol, papa, soja, etc. y los campos dedicados a la cría de ganado vacuno, cubren prácticamente toda la superficie de esta provincia fitogeográfica, de modo que la vegetación primitiva ha sido destruida o alterada casi en su totalidad. En las zonas urbanizadas la actividad industrial es importante.

Los ríos y arroyos de la llanura pampeana tienen un cauce de escasa pendiente, fondo limoloso o arcilloso, con abundantes detritos orgánicos, cavado en depósitos sedimentarios cenozoicos de escasa corriente, y casi siempre llevan agua de elevada turbidez. En general son alimentados por lluvias caídas en las inmediaciones y por vertientes, contribuyendo también el aporte de las napas freáticas en algunas zonas de la cuenca. Algunos arroyos de la llanura pampásica bonaerense, suelen ser semipermanentes o temporarios, con un curso de características semidesérticas

(Ringuelet, 1962). Por otra parte existe una alta concentración de ácidos húmicos y fúlvicos que caracterizan un ambiente con escasa transparencia (<40 cm), por lo que el sistema carece en algunas zonas de hidrofítia sumergida (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2003).

Gran parte de los ríos del NE bonaerense son levemente alcalinos en forma natural, debido principalmente al substrato calcáreo. La dureza del agua de los mismos es elevada y también la conductividad, que puede fluctuar a lo largo de cada río o arroyo dependiendo de los terrenos que atraviesa, de los aportes de la napa freática que en algunos casos puede estar fuertemente mineralizada, o bien por la influencia de la contaminación en aquellos que escurren por zonas industrializadas. Cabe señalar además que el recorrido meandroso, tipo semidesértico, sumado a la evapotranspiración contribuye a la salinización de muchos de los ríos que atraviesan la Pampa deprimida. Los que desaguan en la zona norte (zona interna del Río de la Plata) reciben la influencia en sus desembocaduras de aguas menos mineralizadas que reducen la conductividad de los mismos. Por el contrario los que desembocan en la zona media y externa del Río de la Plata reciben en sus desembocaduras la influencia de aguas de mayor tenor salino lo que conlleva a incrementar su conductividad determinando la composición de la flora y fauna que allí habita (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2003).

Los arroyos seleccionados en el presente estudio, pertenecen a la cuenca del Plata, sus superficies tributarias no están bien definidas y en general son de escurrimiento lento anárquico (Barbagallo, 1983). La composición de los lechos de estos sistemas lóticos es principalmente de arcilla, limo, arena y en menor proporción de gravas; asimismo en algunos se puede observar irregularmente afloramientos de toscas (concreciones de CO_3Ca). La presencia de materia orgánica en los ríos y arroyos del área de estudio es variable dependiendo del aporte natural de los pastizales circundantes y del que le suministra la actividad antrópica. Sin embargo la escasa pendiente de estos ríos, con un régimen irregular del flujo de agua debido al régimen pluviométrico, provoca el estancamiento del agua en la estación seca y aumento de la transparencia, lo que favorece el desarrollo de numerosas macrófitas sumergidas y flotantes en la zona de remansos (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2003).

Como ya se ha mencionado, los arroyos pampeanos se caracterizan por la ausencia de vegetación arbórea ribereña y por el desarrollo de una densa y rica comunidad de macrófitas (Feijoó & Lombardo, 2007). En las riberas de los arroyos y bañados se presentan junciales de *Schoenoplectus californicus* asociados a *Echinodorus* sp., *Eryngium* sp., *Sagittaria* sp., etc. Otras palustres conforman pajonales de espadaña, pajonales de *Scirpus giganteus*, o bien totorales de *Typha angustifolia* o *T. latifolia*. Entre la vegetación sumergida, sobre todo en los arroyos poco profundos, son comunes las algas filamentosas como las conjugadas, cladoforales y caráceas; las hidrófitas *Ceratophyllum* sp., *Myriophyllum* sp., *Potamogeton* sp. son también frecuentes en estos sistemas. Entre las plantas flotantes son comunes las azolláceas, aráceas y lemnáceas (Cabrera & Willink, 1980).

La leve pendiente del terreno de la llanura pampeana (0.25 m/km) determina que la velocidad de escurrimiento de los sistemas lóticos se encuentre disminuida. Sumado a esto, las formaciones naturales en el cauce tales como barreras físicas, bancos, meandros, vegetación arraigada y ribereña, así como la naturaleza de los materiales aluviales que forman el lecho, retardan el flujo de las aguas favoreciendo el establecimiento de una fauna característica. Debido a que muchos de estos ambientes atraviesan zonas urbanizadas o industriales y que la red de drenaje de la región se encuentra severamente modificada por la urbanización, son pocos los cursos de agua que no están afectados en estas áreas. Además, las inundaciones, constituyen uno de los principales problemas ambientales de la región y, a pesar que las causas son muy variadas, la implementación de obras hidráulicas que aumenten la velocidad de descarga parece ser la única solución. Las inundaciones pueden ser agrupadas según sus causas en dos: 1) naturales y 2) antropogénicas (Pereyra, 1999; Pereyra & Rimoldi, 2000). Dentro del primer grupo encontramos: precipitaciones de gran intensidad, red de drenaje poco integrada, presencia de bajos anegables y nivel freático cercano a la superficie. Sumado a esto, el proceso de reflujo generado por las sudestadas en las desembocaduras de los distintos arroyos impide el desagüe de los cursos de agua, los cuales pueden desbordar aun más si a su vez están afectados por la acumulación de agua en la cuenca alta. Dentro del segundo grupo se encuentran la impermeabilización de terreno por la expansión urbana, la remoción de la cobertura vegetal y edáfica, la rectificación, canalización y entubamiento de cursos fluviales, la

obstrucción de los mismos, la ocupación de zonas anegables y la modificación de la línea de costa, que además de modificar la dinámica litoral en el sector de la desembocadura ha significado un aumento en la longitud de los cursos y una disminución en la ya de por sí exigua pendiente de los mismos (Pereyra, 2004). Es de destacar que en la provincia de Buenos Aires más del 20% de la superficie urbana se halla ocupando planicies aluviales de los diferentes cursos (generalmente entubados), mientras que en algunos partidos del Gran Buenos Aires, este porcentaje se eleva aún más. La canalización y el entubamiento de los cursos constituyen otro aspecto importante, ya que generalmente han sido ejecutados sin considerar los valores de máximo caudal que poseen los arroyos y ríos. Finalmente, la modificación de la línea de costa del Río de la Plata, por las diferentes intervenciones realizadas por el hombre, ha resultado en una interferencia de su dinámica erosiva-deposicional y de los cursos que desaguan en él (Pereyra, 2004). Debido a esto, muchos ríos y arroyos (ej. arroyos: Baldovinos, Pereyra, Carnaval, Martín, Rodríguez, Del Gato) presentan en su tramo inferior, antes de desembocar en el Río de la Plata, diferentes modificaciones hidráulicas como la rectificación y canalización de sus cursos.

Las modificaciones hidráulicas en alguna sección del recorrido de un cauce producen cambios hidráulicos que modifican o eliminan rasgos geomorfológicos propios del río (ej meandros, rugosidad, etc.) y consecuentemente los hábitats con los que cuentan los macroinvertebrados como la vegetación y el sedimento fino.

Para este estudio, a partir de un muestreo preliminar, se seleccionaron tres arroyos urbanos que presentaron características acordes al objetivo del estudio de la presente tesis. Los arroyos incluidos fueron A° Don Carlos, A° Martín y A° Baldovinos, que se caracterizan por ser sistemas lóticos que atraviesan zonas urbanizadas y como consecuencia de esto sufren las modificaciones propias de los cursos de agua que se incorporan al paisaje urbano (Fig. 4). En general, presentan una cabecera no modificada, que representa el estado más “natural” del sistema y sufren diferentes modificaciones a medida que avanza su recorrido hasta su desembocadura. Dentro de las modificaciones hidráulicas más comunes están el dragado, la profundización y rectificación, el entubamiento, etc. además de diferentes “técnicas de limpieza” como el desmalezado que afectan profundamente la estructura y función de estos arroyos urbanos.

En cuanto a las características de la zona urbana que atraviesan los sistemas lóticos estudiados, los arroyos Martín y Don Carlos, se encuentran ubicados en el Partido de La Plata en el NE de la provincia de Buenos Aires. Este partido ocupa una superficie de 893 km². La población es de 574.369 habitantes distribuidos en el casco urbano fundacional y en 16 delegaciones municipales. La distribución de la población del partido muestra una concentración del 98% en las áreas urbanas, mientras que el resto se localiza en las zonas rurales.

El arroyo Baldovinos, se encuentra ubicado en el Partido de Berazategui situado a 23 km al sur de la ciudad de Buenos Aires. Su superficie es de 217 km² y la población supera los 287.000 habitantes.

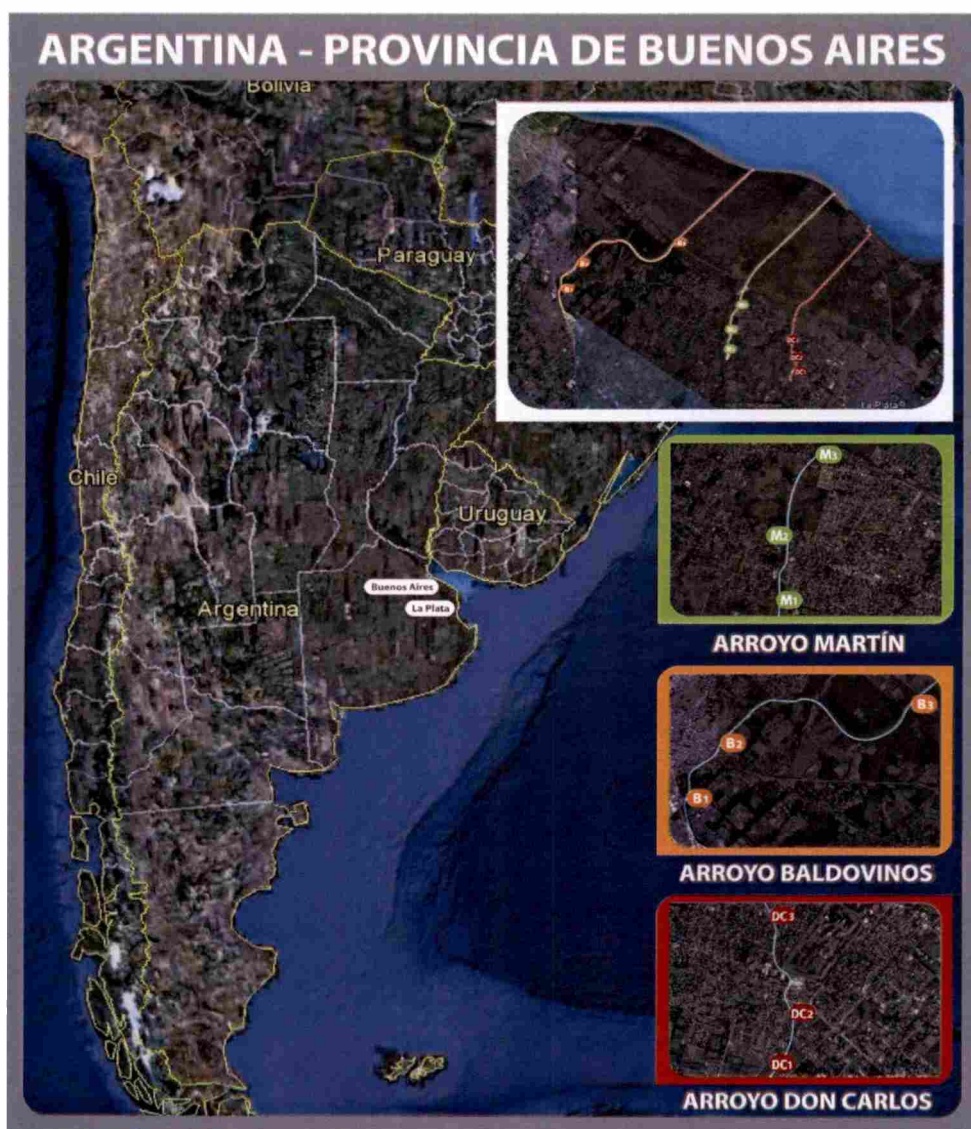


Figura 4: Área de estudio donde se ubican los arroyos y los sitios de muestreo seleccionados para el presente trabajo.

Arroyo Martín

El A° Martín es un curso de agua pequeño que recorre 14.5 km con rumbo N-S hasta su desembocadura en la Planicie Costera. Es semipermanente en su cabecera. Se caracteriza por ser un ambiente de moderado impacto, tanto en su geomorfología como en la calidad del agua que transporta. Nace en la localidad de Hernández (sitio 1: M1), luego, 1000 m aguas abajo atraviesa una zona urbana donde sufre las primeras modificaciones de tipo morfológico (sitio 2: M2). Allí el arroyo fue profundizado y dragado siendo su ribera de gran pendiente y su fondo con mayor proporción de sedimentos gruesos. A pesar de esto, en los últimos años no ha sufrido la intervención antropogénica por lo que se mantiene relativamente estable y poco perturbado salvo por los efluentes recibidos por una industria farmacéutica que lo impacta moderadamente en la cuenca media. Luego de este tramo, atraviesa el Parque Ecológico Municipal de la ciudad de La Plata donde ha sido rectificado mediante un canal de 1,3 km de largo. A continuación, pasa por debajo del Camino Centenario para unirse luego al Arroyo Carnaval y formar el Canal Villa Elisa que desembocará en el Río de la Plata. El sitio de muestreo 3 (M3) se ubica aguas abajo del parque municipal y antes de su unión con el A° Carnaval. Es un sitio que ha sido muy profundizado, el cauce se ensancha ampliamente y el efecto directo de la urbanización es bajo.

Cabe destacar que debido a la gran profundización que ha sufrido este cuerpo de agua en el pasado, no se le practican obras hidráulicas de forma continua y su lecho y márgenes se mantuvieron estables durante todo el periodo de estudio. Esto hace que el Arroyo Martín sea un ambiente cuyos sitios de muestreo presentan los hábitats funcionales potenciales, propuestos en este estudio, estabilizados y en buen estado ecológico para la futura determinación de los hábitats funcionales de arroyos de llanura.

Arroyo Baldovinos

El A° Baldovinos tiene su nacimiento situada en las proximidades del Parque Provincial Pereyra Iraola (Prov. Buenos Aires). Su tramo superior atraviesa dicho parque y su estado de conservación es bueno. En este sector es donde se ubica el sitio 1 (B1). El sitio 2 (B2) se ubica aguas abajo del parque. En esta área el arroyo atraviesa una zona urbana de gran densidad poblacional (Partido de Hudson, Prov. de Bs. As.), donde el

curso además de acopiar desechos urbanos, recibe efluentes industriales y está sometido a frecuentes dragados y desmalezados. Posteriormente continúa su recorrido por la localidad de Hudson hasta llegar a la Autopista Buenos Aires-La Plata, lugar donde se ubica el sitio 3 (B3). Es aquí donde sufre una importante modificación hidráulica al ser rectificado, profundizado y dragado para impedir la acumulación del agua y favorecer el pasaje de la misma hacia el Río de la Plata. En esta zona, además, recibe contaminación difusa proveniente de la actividad hortícola aledaña al curso de agua que aumenta la concentración de nutrientes en el mismo.

Arroyo Don Carlos

El Arroyo Don Carlos es de carácter permanente en casi todo su curso excepto en su cabecera. Junto con el arroyo Rodríguez constituye otra de las cuencas de la vertiente del Río de la Plata con una superficie de 53,82 km².

Este arroyo es el más afectado de los arroyos seleccionados. Su modificación se observa a nivel de la calidad del agua como del hábitat. El sitio de muestreo 1 (DC1) se encuentra en una zona suburbana. El sitio 2 (DC2) se localiza en una zona urbanizada y recreativa y se diferencia ampliamente de la estación 1 por estar sometido a la descarga de un efluente textil, además de los desmalezados y dragados frecuentes. Luego prosigue su recorrido a través de entubados discontinuos. En esta sección el canal está impermeabilizado por cemento en el fondo y márgenes, aquí se encuentra ubicado el sitio 3 (DC3). En este punto solo es posible la acumulación de una fina capa de sedimentos y materia orgánica.

MATERIALES Y MÉTODOS



Muestreo. Determinación de organismos bentónicos y asociados a la vegetación. Toma de datos físico químicos y del hábitat en cada sitio de muestreo. Análisis estadísticos utilizados.

3. MATERIALES Y METODOS

3.1 CALIDAD DEL AGUA

En cada sitio de muestreo, fueron medidas las siguientes variables físicas y químicas: temperatura, pH (Hanna HI 8633), oxígeno disuelto (OD; YSI 52) y conductividad (Lutron CD-4303). Además, se colectaron muestras de agua para la medición de la turbidez (Turbidity meter 800-ESD) y el análisis de nutrientes (PO_4^{-3} , NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) y demandas de oxígeno (demanda biológica de oxígeno [DBO₅] y demanda química de oxígeno [DQO]) que fueron transportadas refrigeradas y en oscuridad hasta el laboratorio de Química del Instituto de Limnología Dr. Raúl A. Ringuelet (ILPLA) donde fueron procesadas a su arribo. Las muestras destinadas al análisis de nutrientes fueron filtradas a través de filtros de fibra de vidrio (Whatman GF/C). La determinación de las concentraciones de fosfato, nitrito y nitrógeno amoniacal se realizó a través del método colorimétrico (Tabatabai, 1974; Mackereth *et al.*, 1978). Previo a la medición colorimétrica, el nitrato fue reducido a nitrito. La demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) fue determinada luego de 5 días de incubación a 20°C mientras que la demanda química de oxígeno (DQO) fue determinada por oxidación con dicromato de potasio en medio ácido (APHA, 1998).

Se realizó también el análisis de metales pesados (Cr, Pb, Cu, Ni, Zn y Cd) en agua y sedimento a partir de muestras obtenidas de un muestreo adicional efectuado al finalizar los muestreos estacionales. Se colectaron muestras de agua y sedimento por triplicado en cada sitio de muestreo. Las concentraciones de estos metales fueron determinadas por medio de espectrofotometría de absorción atómica de acuerdo a Barbour (1986) y APHA (1998). Los resultados de metales pesados obtenidos en agua fueron comparados para su análisis con valores guía de calidad del agua. Se tomaron como referencia los valores límite de la ley 24051 de Residuos Peligrosos, decreto reglamentario 831/93, ahora reemplazada por la Ley General del Ambiente 25.675 (noviembre de 2002), aún sin reglamentar. Se tuvo en cuenta el valor máximo permitido para la protección de la vida acuática. En el caso de los metales pesados en sedimento una alternativa, cuando se desconocen los valores de metales de base del sitio, es utilizar los valores promedio de los elementos en la litosfera para calcular el

grado de enriquecimiento de cada elemento (Frink, 1996), que puede ser producto del proceso pedogenético, del material parental o de aportes humanos (Ratto *et al.*, 2004).

3.2 HABITAT FÍSICO

En cada sitio de muestreo se estableció un tramo de 50 m del cauce, cada lugar fue georeferenciado (Garmin- GPS III plus) y se estableció el uso del suelo en la zona a partir del empleo de imágenes satelitales y observaciones de campo, y el tipo de modificación hidráulica en cada sitio. También se realizó un relevamiento de las plantas acuáticas presentes y su cobertura, y medidas de parámetros en el cauce tales como ancho mojado, profundidad, velocidad de corriente (Cole-Parmer CZ-32922-10), caudal y sustrato disponible.

Dentro de cada tramo del arroyo, fueron evaluados dos mesohábitats principales: las macrófitas y los sedimentos del fondo del cauce.

En relación a las macrófitas, podemos diferenciar varios tipos de plantas acuáticas de acuerdo con su tipo de hábitat. Es así que podemos hallar plantas flotantes libres y arraigadas, plantas sumergidas libres y arraigadas, y plantas palustres, entre otras. Debido a la diversidad de categorías y teniendo en cuenta la diferencia morfológica que determinará los posibles microhábitats dentro de cada planta, se decidió ajustar la clasificación de Cabrera (1964) agrupando las especies vegetales en tres clases según los objetivos del presente estudio:

Plantas Emergentes: aquellas que poseen rizomas enterrados en el fango actuando de órganos de fijación, sostén y reserva; de los rizomas se originan las partes emergentes de la planta, los tallos, hojas y flores. En general, solo los tallos y rizomas están en continuo contacto con el agua y se ubican en las márgenes de los arroyos (*Sagittaria montevidensis*, *Typha latifolia*, *Eleocharis montana*).

Plantas Flotantes Arraigadas (llamadas en el presente estudio "Arraigadas"): aquellas que viven en la superficie del agua y poseen una parte sumergida (comúnmente las raíces) y otra parte emergente. Por lo general se ubican en el centro del cauce o si lo hacen en las riberas crecen hacia el centro expandiendo sus tallos, hojas y flores. Las raíces por lo general son abundantes y de pequeño tamaño y

funcionan de anclaje en este tipo de vegetación (*Hydrocleys nymphoides*, *Ludwigia peploides*, *Hydrocotyle bonariensis*).

Plantas Flotantes Libres: viven en la superficie del agua y poseen una parte sumergida y otra parte emergente. Por lo general poseen abundante aerénquima y flotan en la superficie sin estar sujetas al fondo ni a la costa (*Pistia stratiotes*, *Lemna gibba*).

En cada sitio de muestreo se realizó un mapeo de la vegetación y se determinaron los porcentajes de cobertura de cada especie expresada como porcentaje del total del área muestreada (tramo de 50 m). Una vez realizado esto, las plantas con mayor cobertura vegetal fueron seleccionadas para el muestreo de la fauna asociada. En general, se intentó incluir en el muestreo plantas de las tres clases descritas anteriormente.

El lecho de cada arroyo fue muestreado en el centro y en las riberas. El sustrato fue clasificado de acuerdo a su granulometría como grava (> 500 μm), arena (62.5 – 500 μm), limo (3.9 – 62.5 μm) y arcilla (< 3.9 μm). Para determinar la proporción de cada tipo de grano se pesaron 20 g de sedimentos húmedos que se dispusieron en un recipiente donde se agregaron 30 ml de una solución dispersante (hexametáfosfato de sodio, 1 g/l). La separación del material grueso (arena y grava) se realizó por tamizado húmedo, utilizando un tamiz de 250 μm de dm para grava y de 62,5 μm de dm para arena. Para la separación de los sedimentos finos (limo y arcilla) se aplicó el principio de Stokes (la velocidad de sedimentación de una partícula es proporcional a su dm^2) en el “método de la pipeta” (Folk, 1974).

A partir del método de ignición (LOI) se determinó el contenido de materia orgánica (%) para lo cual las muestras de sedimento, colectadas en el centro del cauce y en la ribera, se secaron durante 48 hs a 60 °C y luego se colocaron en mufla durante 4 hs a 500 °C (APHA, 1998).

Para explorar las diferencias entre los hábitats potenciales, sedimento de las riberas y del centro, se analizó el tamaño de grano presente y las posibles diferencias en el porcentaje de materia orgánica en las muestras tomadas en estos dos sitios. En relación a la vegetación, se evaluó si existieron diferencias en el porcentaje de cobertura de las macrófitas emergentes y arraigadas en los distintos sitios de muestreo.

Metodología para la evaluación de la escala tramo en sistemas lóticos de escasa pendiente

Con la idea de identificar el estado del hábitat físico en los sitios de muestreo analizados en el presente estudio y teniendo en cuenta los múltiples parámetros y características que hemos recogido para este fin, se decidió confeccionar fichas que resumieran la calidad física de los arroyos para luego poder contribuir a definir la calidad ecológica de los arroyos pampeanos seleccionados.

Además se aplicó una evaluación de hábitat siguiendo a Barbour & Stribling (1991, 1994) quienes seleccionaron parámetros para la evaluación de arroyos de alta y baja pendiente. Todos los parámetros de evaluación se calificaron en una escala numérica de 0 a 20 para cada sitio de muestreo. Las calificaciones se sumaron y luego se compararon frente a una condición de referencia para proporcionar una clasificación de hábitat final. Los resultados del índice aumentan a medida que aumenta la calidad del hábitat. Esta propuesta original (Barbour & Stribling, 1991, 1994) fue modificada para ajustar los parámetros que mejor representan a los arroyos de llanura urbanos estudiados.

A continuación se presenta la descripción de cada parámetro y su importancia para la biota dentro de cada arroyo. Una breve serie de criterios de decisión se da para cada parámetro correspondiente a cada una de las 4 categorías que reflejan una continuidad de las condiciones (óptima, subóptima, pobre y muy pobre).

1- Sustrato epifaunal/ cubierta disponible

Incluye la cantidad relativa y variedad de estructuras naturales en el arroyo, tales como rocas, ramas y restos de vegetación disponibles como refugio. Las estructuras sumergidas proveen una gran cantidad de nichos que incrementan la diversidad del hábitat.

Óptima	Subóptima	Pobre	Muy Pobre
> 50% del sustrato favorable para la colonización; diversidad de estructuras sumergidas y hábitats estables.	>30 y 50% de variedad de hábitats estables.	Del 10 al 30% de diversos hábitats estables, sustrato frecuentemente disturbado o removido.	< 10% de hábitats estables, marcada pérdida de hábitats, sustrato muy inestable.
20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

2- Caracterización del sustrato del cauce del arroyo

Evalúa el tipo y condición del sustrato del fondo encontrado en los cuerpos de agua. Tipos de sedimento fino (predominio de arenas finas, limos y arcillas) y raíces de plantas acuáticas soportan una gran variedad de organismos que un sustrato dominado por grandes rocas y sin plantas.

Óptima	Subóptima	Pobre	Muy Pobre
Mezcla de materiales del sustrato: arena fina, limos o arcillas; matas de raíces y vegetación sumergida.	Mezcla de sustratos con gran proporción de materiales finos. Algunas matas de raíces y vegetación sumergida.	Todo el fondo de materiales gruesos. Con pocas o sin matas de raíces y sin vegetación sumergida.	Sustrato artificial, sin matas de raíces ni vegetación sumergida.
20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

3- Perfil del cauce del arroyo

Tipo de perfil del cauce según la forma que adopta en corte transversal. Un arroyo con una forma irregular determinada por diferentes profundidades podría soportar una gran variedad de especies acuáticas. Lechos monótonos, sin rugosidades y profundizados en el centro no tienen suficiente cantidad y tipos de microhábitats para soportar una comunidad acuática diversa.

Óptima	Subóptima	Pobre	Muy Pobre
Forma irregular del perfil del cauce, variaciones continuas de la profundidad a lo largo del perfil, sin profundización del lecho.	Forma irregular del perfil del cauce determinadas por algunas variaciones de la profundidad. Dragados y profundizaciones del cauce realizadas en el pasado.	Forma regular del perfil (tipo U), profundizaciones pasadas. Poca disponibilidad de hábitats.	Forma regular del perfil (tipo V), profundizaciones constantes o lecho artificial, cauce con escasas rugosidades, monótono, sin disponibilidad de hábitats.
20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

4- Estatus del flujo del canal

Grado en el cual el arroyo es cubierto por agua. El estatus del flujo podría cambiar con el ensanchamiento del canal o por la disminución del flujo como resultado de dragados, irrigación u obstrucciones. Cuando el agua no cubre parte del fondo debido a la alteración de la morfología del cauce, la cantidad de sustrato disponible para los organismos acuáticos se vuelve limitada.

Óptima	Subóptima	Pobre	Muy pobre
El agua alcanza el nivel base en ambas riberas. Mínima cantidad del sustrato del canal expuesto.	Ocupación del canal con agua > 75% de su capacidad o < 25% del sustrato del canal expuesto.	Entre el 25 y 75% de la capacidad del canal ocupado por agua y/o sustrato frecuentemente expuesto.	Muy poca agua en el canal y a menudo presente solo en pozas.
20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

5- Alteración del canal

Es una medida de cambios a gran escala en la forma del cauce del arroyo. Algunos arroyos en áreas urbanas y dedicadas a la agricultura han sido rectificadas, profundizados o confinados en canales de concreto, a menudo para controlar el flujo o con propósitos de riego. Tales arroyos tienen pérdida de hábitats naturales, a diferencia de los arroyos sinuosos. La alteración del canal se presenta cuando

estructuras artificiales para la estabilización de riberas o sustratos se colocan en el cauce.

Óptima	Subóptima	Pobre	Muy Pobre
Canalización o dragado ausente o mínima intervención del cauce; arroyo con patrones normales.	Canalización leve y solo presente en áreas de puentes; evidencias de canalizaciones pasadas pero sin evidencias de actividades recientes.	Canalización extensiva, 40 a 80% del tramo del arroyo canalizado.	Riberas con gabiones o cemento, más del 80% del tramo canalizado y perturbado. Hábitats del cauce alterados o removidos completamente.
20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

6- Sinuosidad del canal

Evalúa la sinuosidad de un arroyo. Un alto grado de sinuosidad provee diversidad de hábitats y fauna, y el arroyo es más capaz de soportar crecidas cuando fluctúa debido a las fuertes tormentas. La absorción de la energía por los meandros protege al arroyo de la erosión excesiva y provee refugios a los invertebrados durante los eventos de inundación.

Óptima	Subóptima	Pobre	Muy Pobre
Los meandros incrementan 3 o 4 veces la longitud del tramo que si estuviera en línea recta.	Los meandros del tramo incrementan su longitud de 2 a 3 veces más que si este estuviera en línea recta.	Los meandros del tramo incrementan su longitud 1 o 2 veces más que si este estuviera en línea recta.	Canal recto, curso canalizado por una larga distancia.
20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

7- Estabilidad de las márgenes

Es la medida que indica si las riberas de los arroyos están erosionadas o son potencialmente erosionables. Riberas escalonadas son más probables de colapsar y sufrir la erosión que las riberas con suaves pendientes. Los principales signos de erosión incluyen desmoronamientos, riberas sin vegetación, raíces de árboles

expuestas y suelo expuesto. Riberas erosionadas indican problemas de derrumbe y depositación del sedimento y sugiere una escasez de cobertura y entrada de materia orgánica a los arroyos.

Cada ribera es evaluada separadamente y la suma de los rangos utilizada para este parámetro.

Óptima	Subóptima			Pobre			Muy Pobre		
Riberas estables, evidencia de erosión o grietas ausentes o mínimas; poco potencial para futuros problemas, >5% de la ribera afectada.	Riberas moderadamente estables, pequeñas áreas de erosión recuperadas. 5-30% de las riberas afectadas por la erosión.			Riberas moderadamente inestables, 30-60% de las riberas en tramos con áreas de erosión, alta erosión potencial durante crecidas.			Riberas inestables, muchas áreas erosionadas a lo largo de secciones rectificadas y meandros, 60-100% de las riberas con cicatrices de erosión.		
Ribera izquierda 10 9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
Ribera derecha 10 9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

8- Protección de la vegetación de las riberas

Medida de la cantidad de protección vegetal brindada a las riberas del arroyo y a la zona del arroyo cercana a la zona riparia. El sistema de raíces de las planta crece sobre las riberas ayudando a sostener el suelo en el lugar, reduciendo así la cantidad de erosión que probablemente ocurriera. Este parámetro suministra información de la capacidad de las riberas de resistir la erosión así como también información adicional sobre la captura de nutrientes por las plantas, entre otras cosas.

Cada ribera es evaluada separadamente y la suma de los rangos utilizada para este parámetro.

Óptima	Subóptima	Pobre	Muy Pobre
> 90% de la superficie de las riberas y zona riparia inmediata cubierta por vegetación nativa. La interrupción vegetal por pastoreo es mínima o no evidente.	70-90% de la superficie de las riberas cubierta por vegetación nativa. Interrupción vegetal evidente que no afecta el crecimiento potencial.	50-70% de la superficie de las riberas cubierta por vegetación introducida, interrupciones marcadas de la cobertura, parches de suelo descubierto, poca diversidad de especies vegetales.	< 50% de la superficie de las riberas cubierta por vegetación introducida, interrupción de la vegetación del arroyo muy alta, vegetación removida.
Ribera izquierda 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
Ribera derecha 10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0

3.3 ORGANISMOS BENTONICOS Y RELACIONADOS A LA VEGETACION

Muestreo

Los ecólogos suelen distinguir entre macroinvertebrados y meiofauna, los macroinvertebrados son los animales retenidos por una malla de 500 μm (Hauer & Resh, 2006). A pesar de que en este estudio se utilizó una malla de 250 μm , para una evaluación más abarcativa de las asociaciones de invertebrados, a los fines del presente estudio el interés se centró principalmente en los macroinvertebrados debido a su reconocida importancia a nivel mundial como bioindicadores y por su mayor contribución a la biomasa total de los organismos del arroyo.

Para el análisis de los macroinvertebrados, se extrajeron muestras por duplicado de vegetación y sedimento, contabilizándose un total de 104 muestras. Las mismas fueron colectadas durante otoño, invierno y primavera de 2005 y verano de 2006, en 9 sitios de muestreo distribuidos en tres arroyos. Las muestras de sedimento del centro y de la ribera del cauce fueron colectadas con una draga Ekman 100 cm^2 . Las muestras de vegetación fueron colectadas dentro de un área delimitada por un cuadrado de plexiglas de 1300 cm^2 mientras que tamices de 250- μm de malla fueron usados para la captura de los organismos fitófilos. Las dos especies vegetales más abundantes fueron seleccionadas para el muestreo de macrófitas. La determinación de la abundancia de las mismas se efectuó al llegar a cada sitio de muestreo a través de un mapeo realizado antes de la toma de muestras.

La fijación del material se realizó *in situ* con formaldehído al 5% (v/v) de solución de formalina (Barbour *et al.*, 1999). Las muestras bentónicas colectadas fueron almacenadas en frascos de plástico de 2 litros rotulados y trasladadas al Laboratorio de Bentos del ILPLA.

Procesamiento de las muestras en laboratorio

En el laboratorio las muestras fueron tratadas de acuerdo a la metodología propuesta por Rodríguez Capítulo *et al.* (1997) y Barbour *et al.* (1999) de la siguiente manera:

1. Lavado del sedimento y la vegetación con un tamiz de 250 μm de apertura de malla.
2. En el caso de muestras con elevada cantidad de MO y alta densidad de organismos se obtuvieron alícuotas representativas de cada draga con un fraccionador tipo Folsom (25 o 50% según la muestra). El resto de las muestras fueron observadas el 100% para la separación de organismos.
3. Tinción de los organismos con eritrocina B (para facilitar la observación de los individuos).
4. Recolección, identificación y recuento de los organismos bajo microscopio estereoscópico (Olympus SZ) y microscopio óptico (Olympus CX 31). La identificación de los organismos se realizó utilizando la siguiente bibliografía: Lopretto & Tell, 1995; Merrit & Cummins, 1996; Rodríguez Capítulo *et al.*, 1992; Ituarte, 2007).
5. Empleo de técnicas microscópicas específicas para la determinación de las especies que así lo requieren (oligoquetos y quironómidos). Las larvas de quironómidos fueron aclaradas con OHK al 10%, deshidratadas con alcohol etílico al 80, 96 y 100% y montadas con bálsamo de Canadá para su observación en microscopio óptico (Paggi, 2001). Los oligoquetos fueron puestos en el portaobjetos para su determinación con lactofenol Ammans (Brinkhurst & Marchese, 1992).
6. Preservación del material identificado en alcohol 70% (v/v).

Densidad, índice de diversidad y riqueza de taxa

Los invertebrados bentónicos y relacionados a la vegetación fueron identificados y contabilizados y sus densidades expresadas como ind/m².

Una vez confeccionada la lista de taxa y debido a que no todos los organismos pudieron ser identificados a nivel de especie, se decidió trabajar con el nivel más bajo de determinación posible en cada grupo. Por lo tanto, los valores de riqueza y diversidad se refieren a "riqueza taxonómica" (Malmquist *et al.*, 2000) permitiendo sólo comparaciones dentro del estudio realizado (Príncipe 2008). Se definió así la diversidad de los principales taxa representativos de macroinvertebrados utilizando el índice (H') de Shannon & Weaver (1963), número de taxa (N) y equitabilidad (J) en los sitios de muestreo relevados. La diversidad de Shannon, equitabilidad y riqueza de taxa fueron calculadas a partir de los datos promedio de las réplicas en cada sitio de muestreo con el programa ECOSTAT.

Organismos sensibles y tolerantes

Las medidas de tolerancia intentan representar la sensibilidad relativa de los taxa a la perturbación. La tolerancia no es determinada generalmente por un solo tipo de estrés aunque la mayoría de los índices están orientados a la detección de polución orgánica (Barbour *et al.*, 1999, Rodríguez Capítulo, 1999).

Con el fin de observar la prevalencia de unos u otros organismos en el ambiente se realizó una estimación de la proporción en que fueron registrados los tres grupos (sensibles, tolerantes y muy tolerantes). Para la clasificación de los organismos en estos tres grupo se utilizó bibliografía específica: Barbour *et al.*, 1999; Hilsenhoff, 1987, Bode *et al.*, 1997 y 2002; Rodríguez Capítulo *et al.*, 1999, 2001 y Ocón & Rodríguez Capítulo, 2004.

Grupos Funcionales Alimentarios (GFA)

Siguiendo la metodología propuesta por Merritt & Cummins (1996), Bonetto & Wais (1995) y Tangorra (2004) se clasificaron los taxa en 6 categorías de grupos funcionales alimentarios (Tabla 2).

Tabla 2: Grupos funcionales alimentarios: categorías, definiciones y ejemplos.

Functional Feeding Group (Merrit & Cummins 1984)	Grupos Funcionales Alimentarios (GFA)	Definición	Ejemplos
Predators	Predadores	carnívoros, atacan a sus presas e ingieren animales enteros o partes de estos	odonatos, planarias hirudíneos
Gathering Collectors	Colectores-Recolectores	se alimentan de MOPF que recolectan del fondo	oligoquetos, quironómidos efemerópteros
Filtering Collectors	Colectores-Filtradores	se alimentan de MOPF en suspensión que filtran	bivalvos
Herbivores/Piercers	Succionadores	se alimentan de tejidos vegetales y succionan fluidos	nematodos
Grazing Scrapers/Scrapers	Raspadores	raspan sustratos duros o superficies orgánicas para obtener algas y materiales asociados	ancílidos, <i>Heleobia</i> , <i>Physa</i> , planórbidos
Detritivores/Shredders	Detritívoros	mastican tejidos de plantas y MOPG	<i>Hyalella</i> sp., coleópteros

Modos de vida

Para la determinación de los modos de vida de los invertebrados analizados se utilizaron los trabajos de Merrit & Cummins (1996) y Heino (2005). Los taxa fueron clasificados en las siguientes categorías: aferrados, trepadores, minadores, apoyados, planctónicos, patinadores, nadadores submarinos y nadadores (Tabla 3).

Tabla 3: Hábitats funcionales o Modos de vida: categorías, definiciones y ejemplos.

Functional Habitats (Merrit & Cummins 1984; Heino, 2005)	Hábitats Funcionales Modos de Vida	Definición	Ejemplos
Clingers	Aferrados	Poseen adaptaciones morfológicas para sujetarse a superficies	ancílidos, hirudíneos
Climbers	Trepadores	Viven sobre hidrófitas o restos moviéndose verticalmente sobre la superficie vertical del tallo	<i>Pomacea</i> , <i>Omalonix</i> , <i>Physa</i> , planórbidos
Burrowers	Minadores	Habitan sobre sedimento fino y pueden construir madrigueras y tubos	quironómidos, tubificidos, bivalvos, dípteros
Sprawlers	Apoyados	Habitan la superficie de hojas flotantes de hidrófitas o sedimentos finos	planarias, naídidos, libélulidos colémbolos
Planktonic	Planctónicos	Viven en la columna de agua	culícidos
Skaters	Patinadores	Viven en las márgenes del arroyo sobre la superficie del agua	colémbolos sminturidos, arácnidos
Divers	Nadadores submarinos	Nadan con sus extremidades posteriores adaptadas, asociados con habitats de baja corriente	corixidos
Swimmers	Nadadores	Adaptados para periodos cortos de natación entre los objetos del bentos	anfípodos

3.4 ANÁLISIS DE LOS DATOS

Los sitios de muestreo fueron ordenados en función de sus características fisicoquímicas a partir de un análisis de componentes principales (ACP) utilizando el paquete estadístico CANOCO (ter Braak, 1998). Para este análisis se utilizaron valores medios anuales. Los datos fisicoquímicos fueron estandarizados con el programa Statistica (STATISTICA for Windows 4.5 Soft Inc., 1993).

Con la finalidad de conocer si existieron diferencias significativas en las variables fisicoquímicas, se llevó a cabo un análisis de varianza (ANOVA de una vía, $p < 0,01$) y se realizó un test a posteriori (test de Tukey, $p < 0,05$ o de Student-Newman-Keuls) para evaluar entre que sitios de muestreo se dan las diferencias. El ANOVA es un método paramétrico que asume que los datos tienen homogeneidad de varianzas y que tienden a una distribución normal. Por lo tanto aquellos datos que no siguieron una distribución normal fueron transformados usando $\ln(x+1)$. Estos test fueron realizados con el programa SigmaStat 3.5. Además, este análisis se utilizó para determinar si existieron diferencias significativas entre sitios para el porcentaje de grava, arcillas, limos y materia orgánica, en el centro y ribera del cauce y entre la cobertura de vegetación arraigada y emergente. El mismo procedimiento se realizó para detectar diferencias entre sitios, hábitats y la densidad total, el número de taxa, la riqueza, la diversidad H' y la equitabilidad y para detectar diferencias entre los principales grupos taxonómicos registrados: Nematoda, Oligochaeta Tubificinae, Naidinae y Pristininae, Mollusca Bivalvia y Gastropoda, Crustacea, Coleoptera, Odonata, Ephemeroptera, Diptera (excepto Chironomidae) y Chironominae, evaluándose las diferencias entre sitios, entre mesohábitats y en la interacción sitio-hábitat.

En relación a la interacción hábitat-biota, se realizaron ANOVAS de dos vías para evaluar diferencias entre sitios, hábitats y los siguientes parámetros e índices: densidad total, densidad en cada mesohábitat, número de taxa, riqueza de taxa, diversidad de Shannon y equitabilidad. Además se registraron las diferencias entre diferencias entre sitios, entre mesohábitats e interacción sitio-hábitat de los principales grupos taxonómicos registrados.

Además se evaluó la diferencia entre sedimento y vegetación a partir del análisis de la sensibilidad de los organismos presentes en cada hábitat, de los grupos funcionales

alimentarios y de los modos de vida. Las diferencias fueron evaluadas tanto entre sitios como entre hábitats.

En los casos de los análisis estadísticos donde el valor de p obtenido sea <0.05 , el resultado se expresará como *significativo* y cuando el valor de p sea <0.001 se mencionara como *muy significativo*.

Se utilizó el análisis TWINSpan para agrupar las diferentes muestras colectadas en cada mesohábitat y sitio de muestreo y poder así definir los posibles hábitats funcionales presentes en los arroyos de llanura a partir de los ensambles de macroinvertebrados. Antes de comenzar con el análisis se realizó una exploración de los puntos *outliers* o datos extremos tanto para las muestras como para las especies. Esto se efectuó a partir de la aplicación de índices de similitud de Sorensen y de correlación entre todas las muestras y especies de la matriz de datos original. Los sitios de muestreo y las especies detectadas como extremos por estos análisis no fueron tenidos en cuenta para el análisis de TWINSpan.

El TWINSpan (Two-way-Indicator-Species-Analysis) es un análisis utilizado para organizar los sitios de muestreo según los tipos de asociaciones definidas por la composición de especies. Es un método de clasificación basado en el promedio recíproco y aunque ha sido objeto de críticas (debido principalmente a la reducción arbitraria de los ejes principales - Legendre & Legendre, 1998), es ampliamente utilizado ya que ha mostrado un buen desempeño en la clasificación de los macroinvertebrados bentónicos (por ejemplo, Moss *et al.*, 1999). La importancia de la hipótesis nula (sin diferencias entre los grupos realizados por el TWINSpan) fue evaluada por un procedimiento de permutación de Monte Carlo con 1000 permutaciones. Se utilizó también el Método IndVal para detectar los taxa indicadores más importantes para cada grupo de muestras determinado. Este método se basa en la comparación de las abundancias relativas y las frecuencias de ocurrencia de los taxones en los grupos de diferentes sitios, e identifica los taxones que difieren más entre los grupos que lo esperado por el azar (Dufrene & Legendre, 1997). El valor del taxón indicador varía entre 0 y 100, y alcanza su valor máximo cuando todos los individuos de una especie se encuentran en todos los sitios de un solo grupo, y no en los otros grupos. El método permite además comprobar la significación de los valores indicadores a través del procedimiento de aleatorización de Monte Carlo. Se

consideran taxones indicadores a aquellos que presentaron valores significativos mayores a 25, se incluyen así los taxones presentes en más del 50% de las muestras de un grupo y con una abundancia relativa en ese grupo mayor al 50% (Dufrene & Legendre, 1997; Principe, 2008).

Tanto el método TWINSPAN como el IndVal fueron aplicados utilizando el programa estadístico PC-Ord para Windows 4.25 (McCune & Mefford, 1999). Además las muestras analizadas con estos métodos fueron diferenciadas en vegetación emergente y arraigada y sedimento centro y de la ribera, para evaluar si existieron diferencias en las asociaciones de invertebrados a este nivel. Por último, se relacionaron los sitios de muestreo y las especies indicadoras con las características fisicoquímicas y del hábitat de cada grupo generado por el TWINSPAN.

Con el fin de contribuir a determinar la calidad ecológica de los sitios de muestreo analizados se realizó un Análisis de Correspondencias Canónicas (ACC - ter Braak, 1998). Para este análisis se utilizaron valores promedios anuales de todas las variables seleccionándose descriptores estructurales y funcionales que mejor respondieron a los cambios en la calidad del agua, del hábitat y de la biota. En este sentido, se relacionaron los grupos funcionales más importantes (GFA-Modos de Vida), los organismos agrupados en función de sus tolerancias, las variables fisicoquímicas más explicativas y el índice del hábitat. Se graficó el ordenamiento de las variables para la determinación de la calidad ecológica junto con los sitios de muestreo, sobre los dos primeros ejes del ACC. La significación de los ejes obtenidos se evaluó mediante la Prueba de Monte Carlo. Estos análisis se realizaron utilizando el programa CANOCO for Windows versión 4.02 (ter Braak & Smilauer, 1998).

RESULTADOS

HÁBITAT FÍSICO / MACROINVERTEBRADOS / INTERACCIÓN HÁBITAT-BIOTA



4. RESULTADOS

4.1 HABITAT

4.1.1 Calidad del agua

Un primer análisis exploratorio, realizado a través de un ACP, permitió observar las principales diferencias entre los sitios en función de los parámetros fisicoquímicos registrados en cada lugar. El primer factor explicó el 51,4% de la varianza y estuvo determinado por la conductividad, la turbidez, el OD, el NH_4^+ y la DBO_5 . El segundo factor explicó el 20,6% y estuvo asociado al NO_3^- , el PO_4^{+3} y la DQO (Fig. 5).

Los sitios de muestreo se reunieron en 2 grupos principales: el primero formado por los sitios M1, M2, M3, DC1 y B1 asociados con altos niveles de OD y mejores condiciones en la calidad del agua. Los sitios DC2 y DC3 se mostraron juntos y asociados a altos niveles de NH_4 , conductividad y DBO_5 (Fig. 6).

El sitio B3 se relacionó con mayores valores de DQO y nutrientes (especialmente NO_3^-) como consecuencia de la actividad hortícola desarrollada en el área de estudio. El sitio B2 no estuvo fuertemente asociado a ninguna de las variables analizadas.

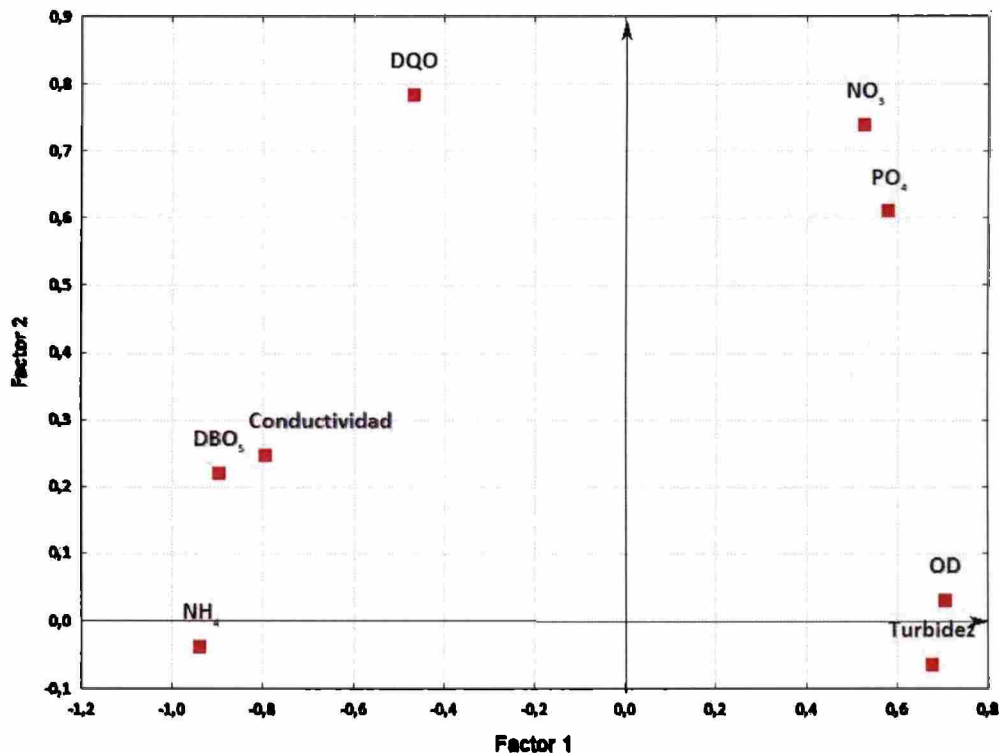


Figura 5: Representación de los dos primeros factores del ACP mostrando el ordenamiento de las variables fisicoquímicas medidas en los sitios de muestreo durante el período de estudio (n= 9).

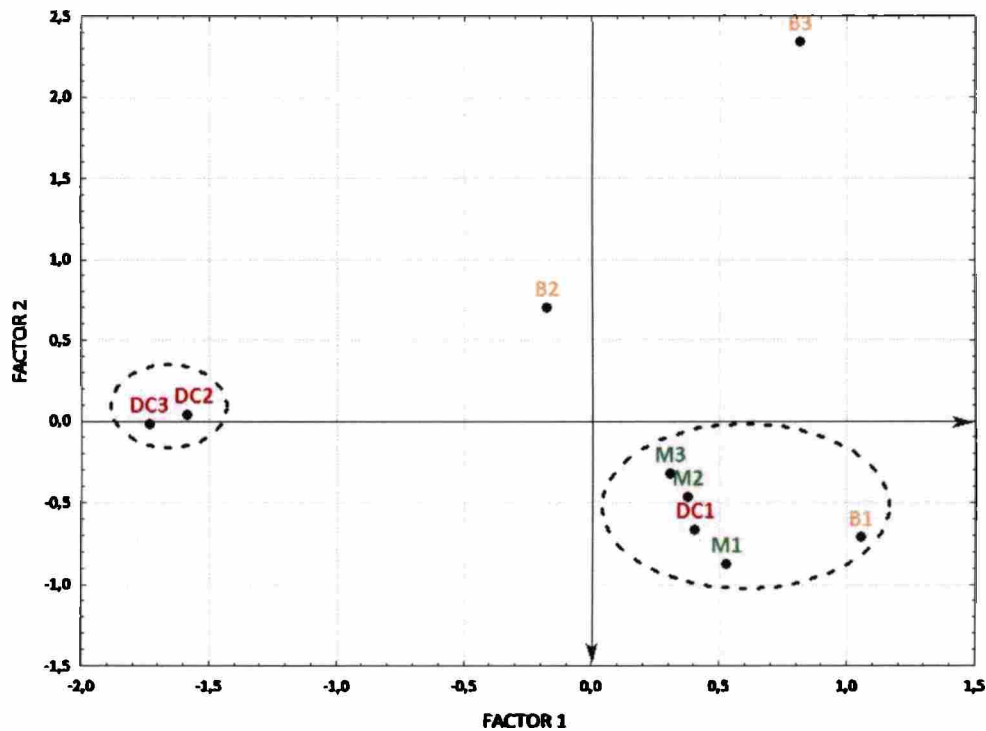


Figura 6: Representación de los dos primeros factores del ACP mostrando la disposición de los sitios en base a las variables fisicoquímicas medidas en los sitios de muestreo durante el período de estudio (n= 9). Los círculos de línea punteada resaltan los principales agrupamientos registrados.

La comparación de los 9 sitios de muestreo a través de un ANOVA de una vía y un test *a posteriori* (test de Tukey, $p > 0.05$), determinó diferencias significativas solo para algunos de los sitios y parámetros fisicoquímicos.

La temperatura fue muy similar en todos los sitios de muestreo de los diferentes arroyos mostrando variabilidad debido a los muestreos estacionales a lo largo del año. Los sitios DC2 y DC3 presentaron la menor variabilidad estacional de la temperatura aunque las diferencias no fueron significativas. Esto podría estar vinculado a que el efluente de la industria textil eleva la temperatura del agua del arroyo a partir del sitio 2 manteniendo valores de temperatura similares a lo largo del año (Fig. 7a).

El pH tuvo un comportamiento similar registrándose los menores valores en el sitio M1. El sitio B1 presentó la mayor variabilidad de este parámetro aunque las diferencias entre las estaciones no fueron significativas (Fig. 7b).

La conductividad mostró diferencias significativas entre las cabeceras de los arroyos M1 y B1 y los sitios DC2 y DC3 que fueron los que presentaron los mayores valores registrados (Fig. 7c).

La turbidez fue similar en todos los sitios aunque el sitio DC2 mostró una gran variabilidad a lo largo del estudio, posiblemente debido a las continuas descargas que se producen en este sitio por el vuelco de una industria textil, que modifica la turbidez del agua. Solo se registraron diferencias significativamente entre los sitios B3 y DC3 donde se presentaron los mayores y menores valores promedio respectivamente (Fig. 7d).

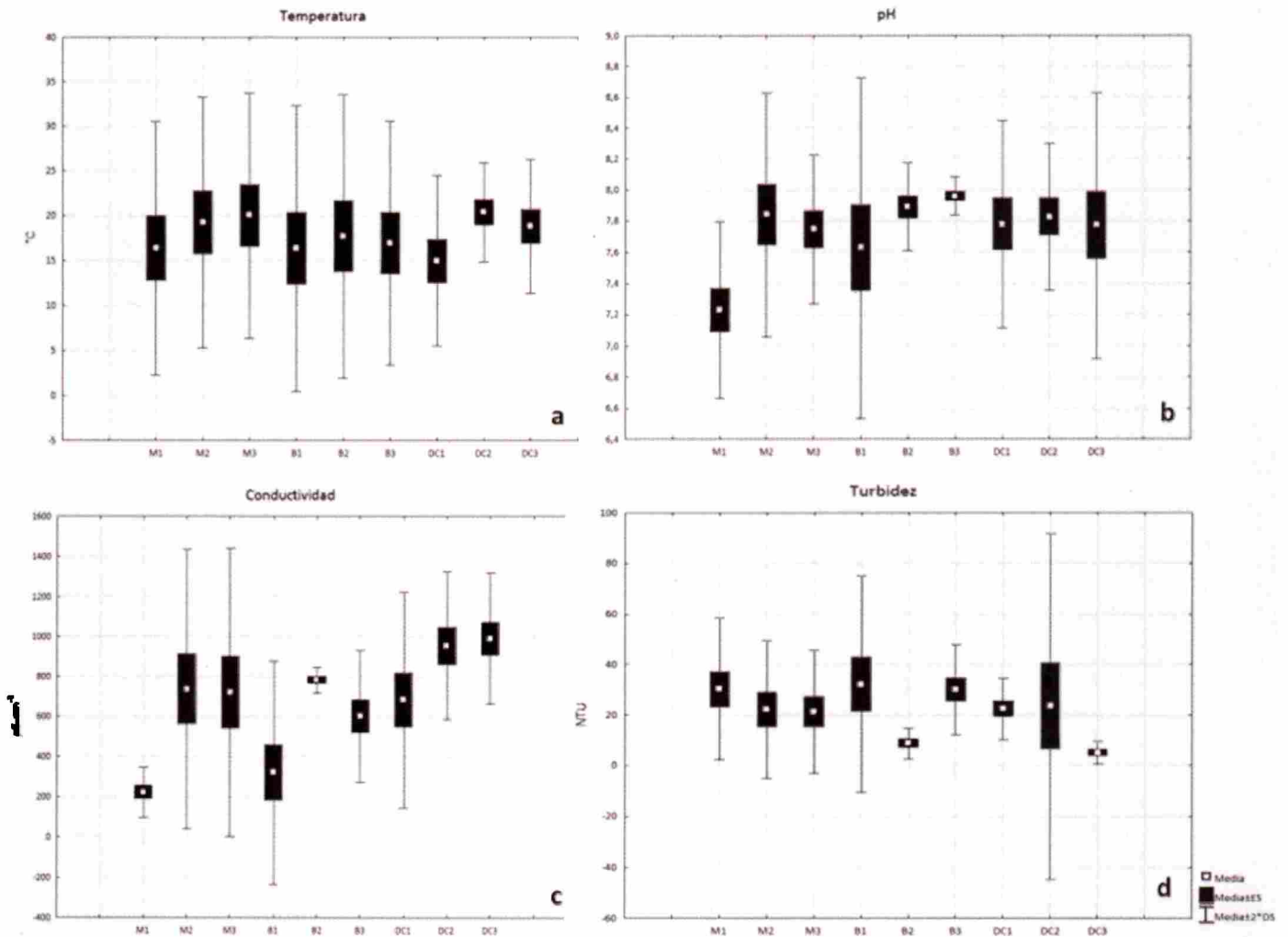


Figura 7: Comparación de: a-temperatura, b-conductividad, c-pH y d-turbidez en los 9 sitios de muestreo analizados durante el periodo de estudio (n= 4).

En relación a los nutrientes, el sitio B3 presentó el mayor valor promedio de NO_2^- y los sitios M2, DC2 y DC3 mostraron grandes variaciones de este parámetro a lo largo del año, aunque las diferencias entre sitios no fueron significativas. Aunque los valores medios de NO_3^- en el A° Baldovinos duplicaron los valores observados en los otros

ambientes, las diferencias tampoco fueron significativas para este parámetro (Fig. 8a y Fig. 8b).

Tanto el NH_4^+ como el PO_4^{-3} mostraron diferencias significativas entre diferentes sitios. En el caso del NH_4^+ puede observarse el gran aumento de este parámetro en los sitios DC2 y DC3 (Fig. 8c). En cuanto al PO_4^{-3} las diferencias fueron significativas entre los sitios B3 y DC1 y los sitios B1, M1, DC2 y DC3; estos últimos presentaron las menores concentraciones de este nutriente (Fig. 8d).

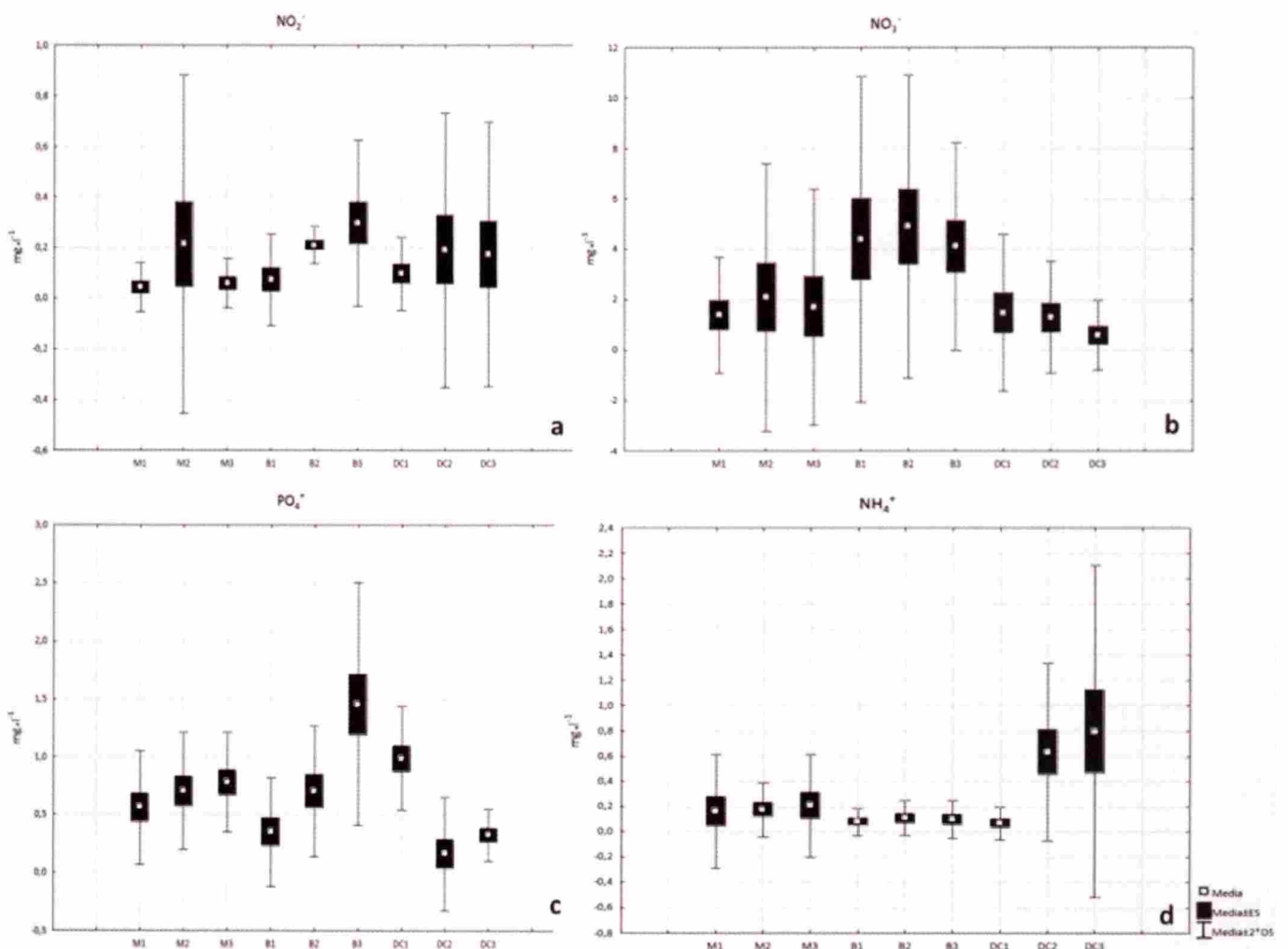


Figura 8: Comparación de: a- NO_2^- , b- NO_3^- , c- NH_4^+ y d- PO_4^{-3} en los 9 sitios de muestreo analizados durante el periodo de estudio (n= 4).

El oxígeno disuelto promedio fue mayor en los sitios M2, B1 y B3. Los menores valores se registraron en el sitio DC2. Las diferencias fueron significativas entre el sitio DC2 y los sitios mencionados anteriormente como los de mayor valor de OD (Fig. 9a). En relación a las demandas de oxígeno, los valores registrados en los 9 sitios de muestreo no mostraron diferencias significativas entre ellos, sin embargo cabe resaltar que los valores más elevados de la DBO₅ fueron registrados en los sitio DC2 y DC3 (Fig. 9b). La DQO fue similar para todos los sitios de muestreo analizados, las mayores variaciones se presentaron en los sitio B2, B3, DC2 y DC3 (Fig. 9c).

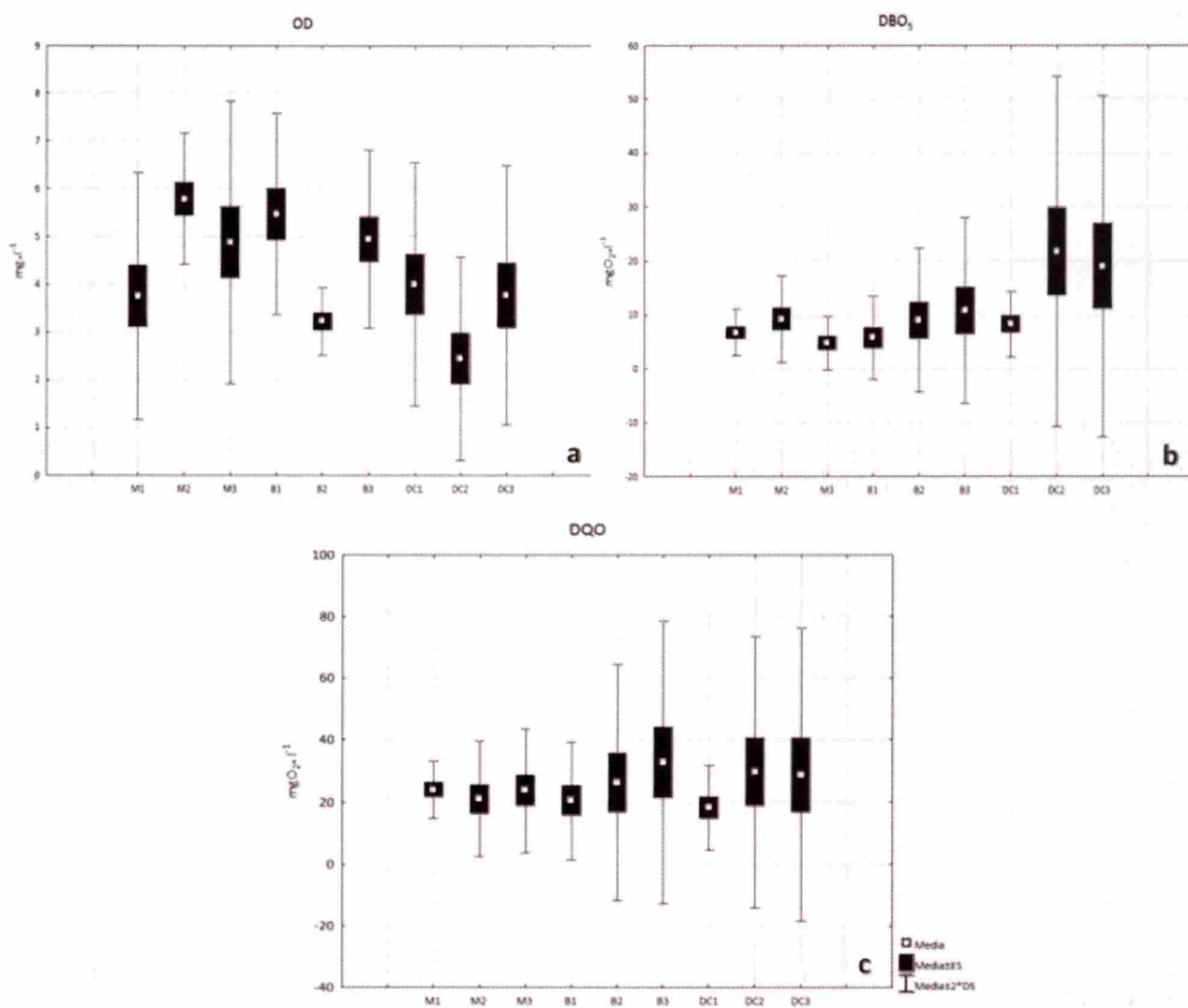


Figura 9: Comparación de: a-OD, b-DBO₅ y c-DQO en los 9 sitios de muestreo analizados durante el periodo de estudio (n= 4).

Podemos resumir entonces, que los sitios DC2 y DC3 presentaron los mayores valores de conductividad, el sitio DC2 los menores valores de OD, los sitios B3 y DC1 la mayor concentración de fosfatos.

Metales pesados

El análisis de los metales pesados obtenidos a partir de muestras de agua permitió evidenciar diferencias significativas entre los sitios para el zinc, plomo y níquel (Tabla 4). El cobre y el cadmio estuvieron por debajo de las concentraciones detectables por el método empleado (<0,005 mg/l). Ninguno de los metales analizados en agua superó los niveles guía máximos para la protección de la vida acuática (Tabla 5).

Los metales pesados en sedimento solo mostraron diferencias significativas para el cinc, que fue menor en el sitio DC3 y superó el valor promedio registrado para rocas sedimentarias, excepto en los sitios B3, DC2 y DC3 (Tabla 6). El níquel superó los valores promedios para la litósfera en los sitios M1, B1, DC1, DC2 y DC3 mientras que cobre y plomo fueron registrados en muy altas concentraciones en los sitios DC2 y DC3 (Tabla 7). En el sitio B3 los metales pesados se hallaron por debajo de los niveles permisibles probablemente debido a la constante remoción del sedimento a través de dragados y canalizados. La concentración de cadmio en el sedimento fue menor a lo detectable en el análisis realizado.

Tabla 4: Metales pesados registrados en agua en los sitios de muestreo analizados (mg/l).

	Cr 6+	Cd	Cu	Zn	Pb	Ni	Dureza
M1	< 0,005	< 0,0006	0,007 (0,002)	0,01 (0,003)	< 0,002	< 0,006	110,2 (3,7)
M2	< 0,005	< 0,0006	0,006 (0,0006)	0,02 (0,008)	< 0,002	< 0,006	126 (3,56)
M3	< 0,005	< 0,0006	0,007 (0,002)	0,03 (0,006)	< 0,002	< 0,006	100 (6,73)
B1	< 0,005	< 0,0006	0,01 (0,0006)	0,02 (0,007)	< 0,002	< 0,006	88,5 (0,57)
B2	< 0,005	< 0,0006	0,003 (0,006)	0,01 (0,004)	< 0,002	< 0,006	84,7 (3,77)
B3	< 0,005	< 0,0006	0,008 (0,003)	0,04 (0,005)	< 0,002	< 0,006	83 (3,83)
DC1	< 0,005	< 0,0006	0,031 (0,04)	0,11 (0,13)	0,008 (0,01)	0,006 (0,005)	97 (1,15)
DC2	< 0,005	< 0,0006	0,003 (0,006)	0,02 (0,008)	< 0,002	< 0,006	120,7 (1,9)
DC3	< 0,005	< 0,0006	0,006 (0,001)	0,04 (0,01)	0,06 (0,05)	0,05 (0,02)	132,7 (5,3)

Tabla 5: Niveles guía de calidad de agua, máximos valores de metales pesados permitidos para la protección de la vida acuática (mg/l), Ley 24051 de Residuos Peligrosos, decreto reglamentario 831/93.

Referencia	Cr	Cd	Cu	Zn	Pb	Ni
Decreto Regl.831/93 Ley 24051 sobre régimen de desechos peligrosos. Niveles guía de calidad de suelos, máx perm prot vida acuat. Argentina.	2	2* 3**	0,8* 1,3**	30	2* 4**	65* 110**
		* Dureza 60-120 mg/l (CaCO ₃)				
		** Dureza 120-180 mg/l (CaCO ₃)				

Tabla 6: Metales pesados registrados en sedimento en los sitios de muestreo analizados (ppm).

	Cr	Cd	Cu	Zn	Pb	Ni
M1	8,13 (0,11)	< 0,125	17,66 (2,88)	45,1 (1,9)	8,5 (1,3)	13,33 (2,75)
M2	7,86 (1,85)	< 0,125	12 (8,54)	45,1 (22,52)	1,73 (2,13)	8,33 (2,65)
M3	7,33 (0,61)	< 0,125	17 (2,64)	46,33 (6,94)	13,26 (19,26)	9,33 (2,1)
B1	8,56 (0,71)	< 0,125	17,33 (1,15)	66,41 (6,34)	14,4 (2,5)	12,05 (1)
B2	6,16 (2,63)	< 0,125	14 (6,24)	46,75 (25,36)	11,66 (7,81)	9,08 (3,01)
B3	5,26 (1,86)	< 0,125	12,33 (4,62)	30,33 (11,44)	5,56 (2,87)	9,33 (3,64)
DC1	5,86 (3,51)	< 0,125	25 (7,81)	80,33 (40)	5,23 (2,42)	13 (1,32)
DC2	10,2 (11,6)	< 0,125	56 (72,81)	36,33 (13,56)	29,56 (48,46)	68,25 (112,4)
DC3	7,86 (6,45)	< 0,125	50,33 (21,22)	4,5 (3,6)	679,5 (629,6)	330,75 (260,9)

Tabla 7: Valores promedio de los elementos de la litósfera (ppm) según Frink (1996).

Referencia	Cr	Cd	Cu	Zn	Pb	Ni
Valores promedio de los elementos en la litósfera para el cálculo de "enriquecimiento" de cada elemento (Frink, 1996).	129	0,34	29,2	40	19,6	11

4.1.2 Calidad del hábitat físico

Caracterización de los parámetros físicos medidos a nivel de tramo

El análisis de las características del cauce a través de un ANOVA de una vía y el método *a posteriori* Student-Newman-Keuls mostró las siguientes tendencias: el porcentaje de materia orgánica presentó diferencias significativas entre el DC3 y los 8 sitios de muestreo restantes y el porcentaje de cobertura vegetal no mostró diferencias significativas entre los sitios seleccionados (Fig. 10a y b).

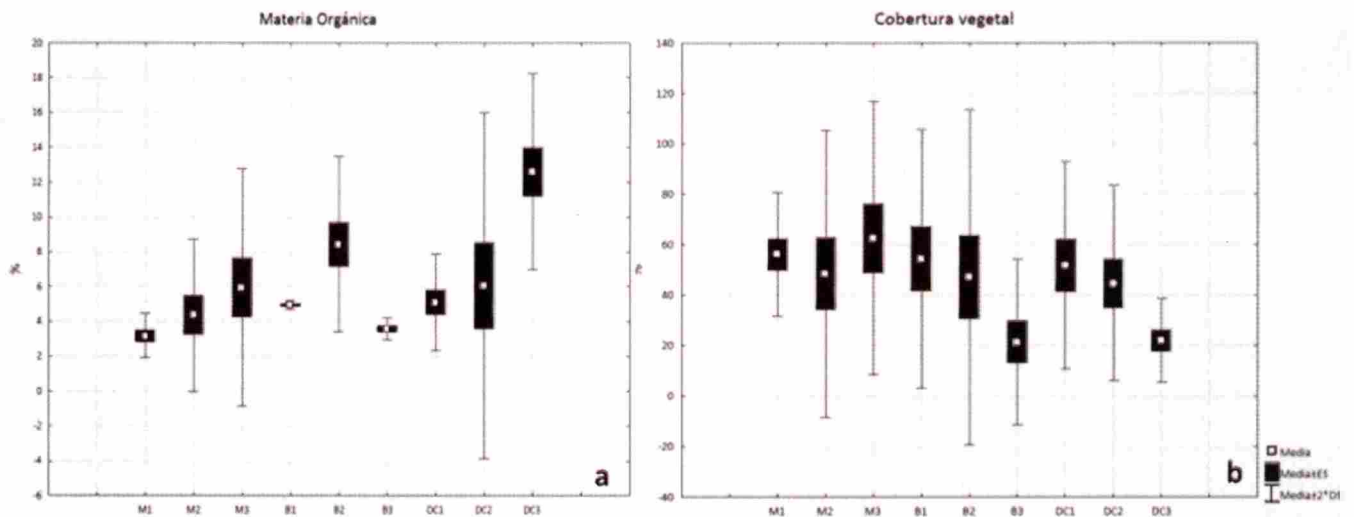


Figura 10: Comparación de: a-materia orgánica y b-porcentaje de cobertura vegetal en los sitios de muestreo durante el periodo de estudio (n= 4).

Los sitios DC3 y M3 se diferenciaron significativamente de los sitios B1, M1 y DC1 en el caso de la velocidad de la corriente (Fig. 11a). La profundidad solo mostró diferencias significativas entre el sitio DC1 y los sitios DC2 y DC3 (Fig. 11b). En cuanto al ancho mojado las diferencias fueron significativas para el M3 en relación a DC2, B1 y M1 mientras que el sitio DC1 se diferenció de los sitios B1 y DC2 (Fig. 11c).

La gran diferencia entre el DC3 con el resto de los sitios para la velocidad de corriente, la profundidad y la materia orgánica pudo deberse a la gran intervención antrópica que el cauce ha sufrido en este sitio dado que ha sido canalizado y cementado y por la acumulación de la materia orgánica alóctona proveniente de la actividad industrial aguas arriba.

En cuanto al caudal, solo se registraron diferencias significativas entre los sitios B2 y M1 (Fig. 11d).

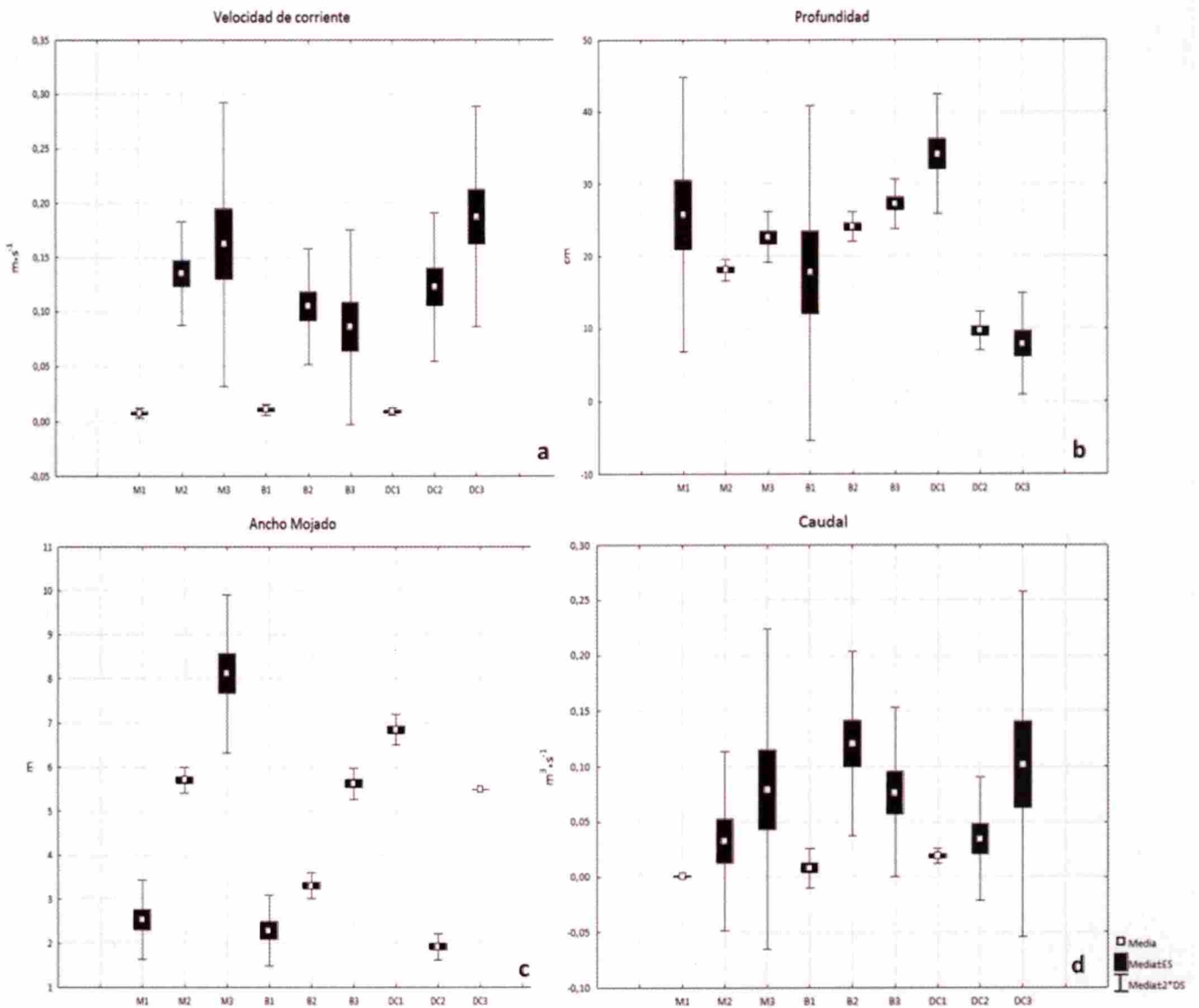


Figura 11: Comparación de: a-velocidad de corriente, b-profundidad, c-ancho mojado y d-caudal en los sitios de muestreo durante el periodo de estudio (n= 4).

Determinación de hábitats funcionales en cada sitio de muestreo

La observación directa realizada en los tramos analizados permitió determinar hábitats funcionales potenciales presentes en el cauce, que podrían congregarse asociaciones de invertebrados particulares. Se pudo así diferenciar en campo dos grandes grupos de hábitats bien distinguibles donde los invertebrados se asientan, se resguardan, se alimentan y se reproducen. En primer lugar se pudo diferenciar claramente el hábitat sedimento del hábitat vegetación. Estos dos grandes compartimentos son, en este tipo de arroyos de la llanura pampeana, los dos

principales opciones de asentamiento para los invertebrados acuáticos. Una vez determinada la presencia de estos dos hábitats en los arroyos de llanura en estudio, una observación más detallada permitió separar el sedimento en centro y ribera y la vegetación en emergentes y arraigadas (Fig. 12). La baja representatividad (frecuencia y abundancia) de plantas flotantes libres en la mayoría de los sitios de muestreo determinó la no inclusión de las mismas en el análisis de la presente tesis.

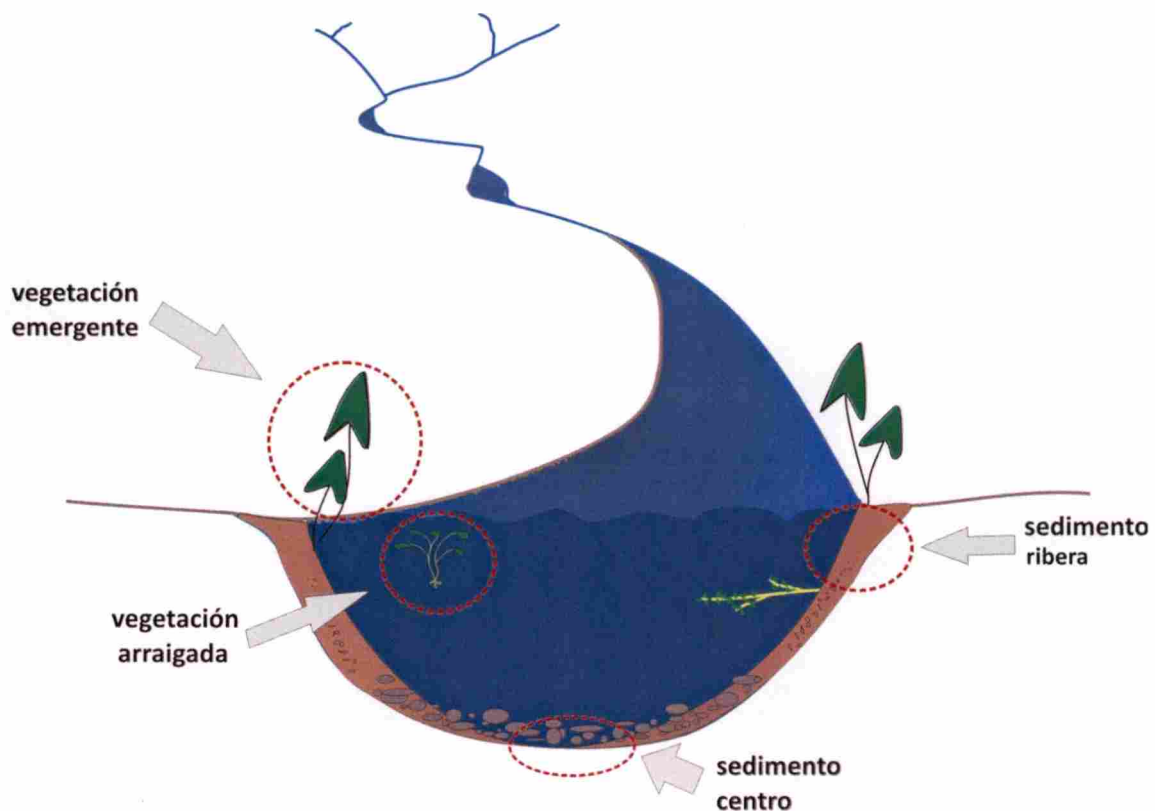


Figura 12: Resumen de los hábitats funcionales potenciales en los arroyos de llanura pampeana analizados en el presente estudio.

- **Sedimento**

Diferencias en granulometría y MO para los hábitats sedimento centro y ribera

El ANOVA de dos vías aplicado a los datos de las distintas fracciones de grano y materia orgánica reveló diferencias significativas entre sitios para el porcentaje de grava, arena, arcilla, limo y materia orgánica. El test de Tukey a posteriori determinó diferencias significativas entre el sedimento de la ribera y el sedimento centro para la grava, la arcilla y la materia orgánica.

En relación a la grava, el sitio B3 presentó el mayor porcentaje y se diferenció significativamente del resto de los sitios de muestreo. La arena fue muy abundante en los sitios DC2 y DC3, los cuales presentaron diferencias significativas con la mayoría del resto de los sitios, especialmente con los sitios de las cabeceras de los arroyos. En cuanto al porcentaje de arcilla, el sitio B3 presentó los menores valores mostrando diferencias significativas con las cabeceras de los 3 arroyos y con el sitio B2. El sitio B1 presentó los mayores valores de arcillas (especialmente en las riberas) diferenciándose significativamente de los sitios B3, M2, M3, DC2 y DC3. El porcentaje de limo fue menor para los sitios B3, DC2 y DC3 presentando diferencias con el resto de los sitios analizados (Fig. 13 y Fig. 14).

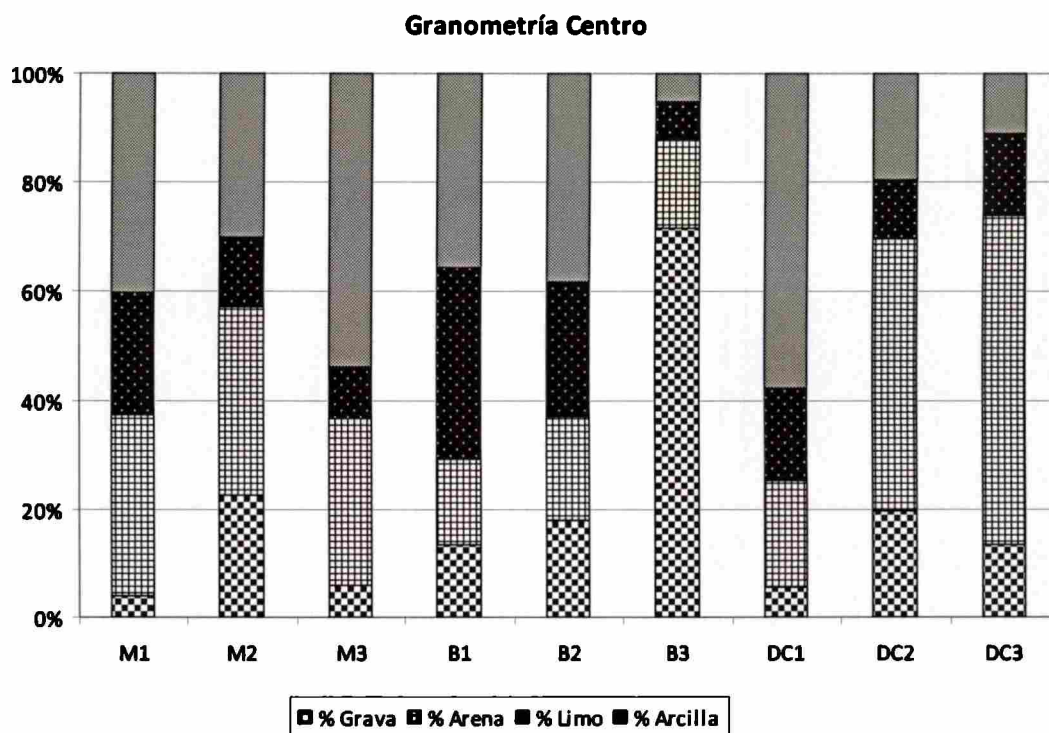


Fig. 13: Granometría determinada a partir de las muestras de sedimento colectadas en el centro de los diferentes sitios de muestreo durante el periodo de estudio (n= 4).

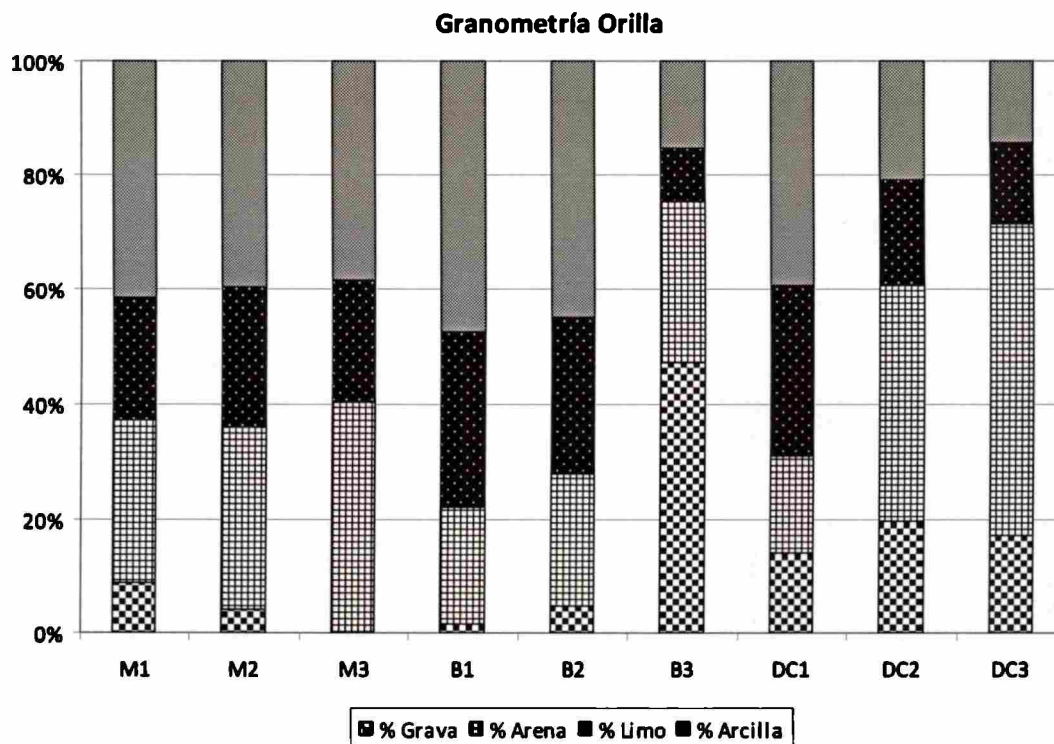


Fig. 14: Granometría determinada a partir de las muestras de sedimento colectadas en las riberas de los diferentes sitios de muestreo durante el periodo de estudio (n= 4).

La materia orgánica en sedimento fue muy elevada principalmente en los sitios DC3 y B2 (Fig. 10a). El sitio DC3 presentó diferencias significativas con el resto de los puntos de muestreo y el sitio B2 presentó diferencias con los sitios M1 y B3. En cuanto a la comparación sedimento centro y sedimento de la ribera, las diferencias fueron significativas en los sitios M3 y DC2 (Fig. 15).

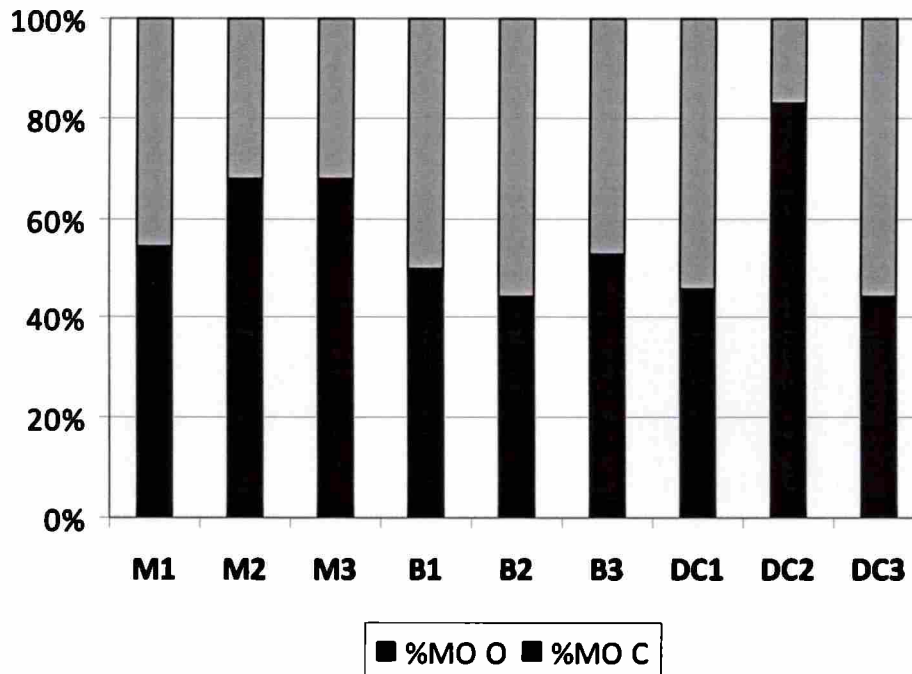


Fig. 15: Porcentaje de materia orgánica en el centro y riberass de los arroyos analizados durante el periodo de estudio (n= 4).

- **Macrófitas**

Diferencias en composición y abundancia de especies vegetales emergentes y arraigadas

El ANOVA de dos vías realizado con los porcentajes de cobertura de macrófitas emergentes y arraigadas reveló que no existieron diferencias significativas ni entre sitios ni entre los dos tipos vegetales estudiados. Sin embargo, la interacción sitio-hábitat fue muy significativa revelando que las diferencias entre los sitios dependen del tipo de vegetación presente.

Las diferencias fueron significativas entre porcentaje de vegetación emergente y arraigada en los sitios M2, M3, B1, B2, DC1 y DC2.

Las macrófitas emergentes presentaron diferencias significativas entre los sitios B1 y DC2, donde fueron muy abundantes, y el resto de los sitios (Fig. 16).

Los sitios M3, B2 y DC1 presentaron los mayores valores de cobertura de macrófitas arraigadas y por lo tanto, fueron los sitios que mas se diferenciaron del resto.

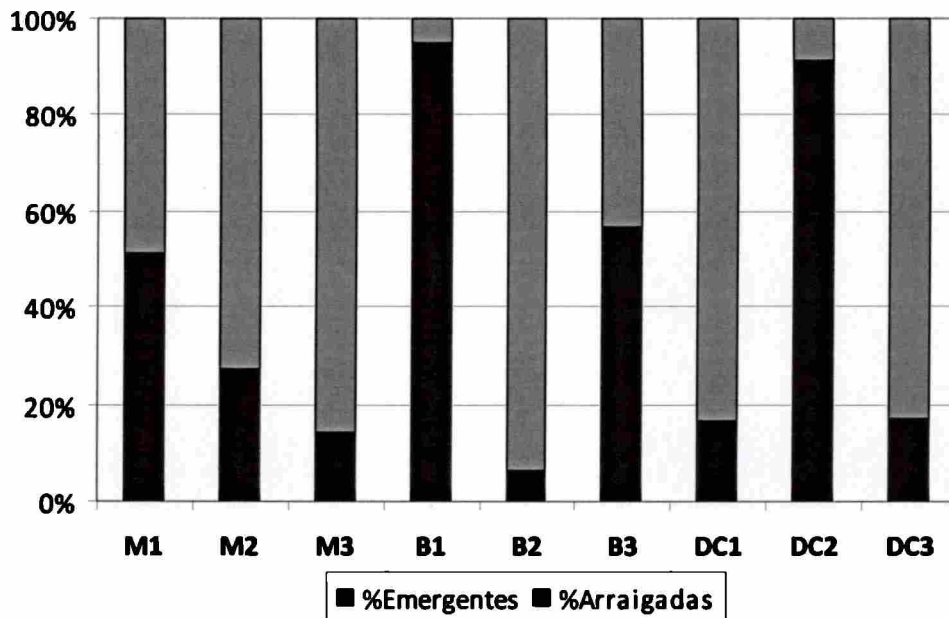


Fig. 16: Comparación del porcentaje de macrófitas emergentes y arraigadas en los sitios de muestreo seleccionados durante el periodo de estudio (n= 4).

Caracterización del hábitat físico para los sitios de muestreo analizados

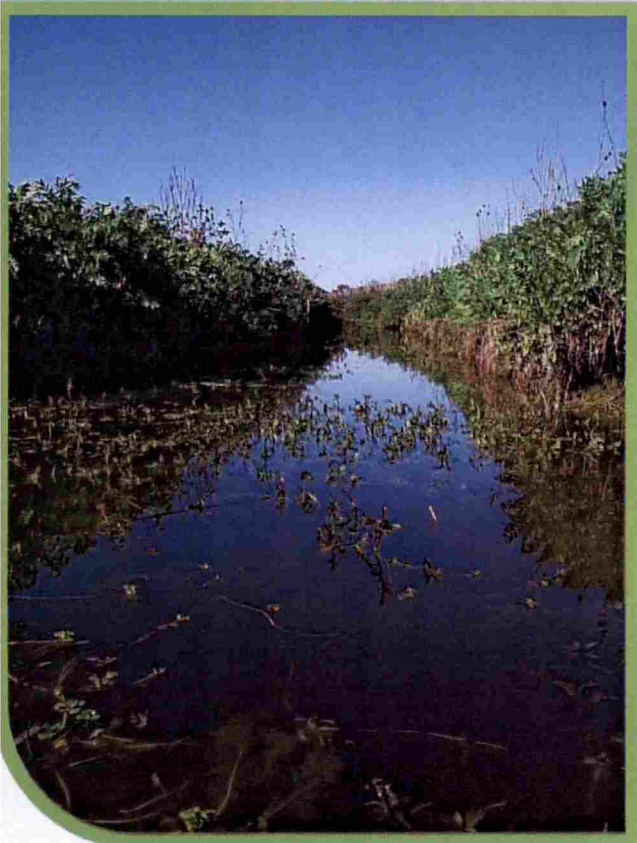
Los datos colectados a nivel de tramo y mesohábitat son presentados a continuación en diferentes fichas que representan las principales características del hábitat físico en los sitios de muestreo analizados.

Los mayores puntajes de calidad de hábitat fueron obtenidos por los sitios M1, B1, M2, DC1 y M3, respectivamente. Los restantes sitios de muestreo no superaron los 100 puntos y representan los tramos con menor calidad de hábitat (sitios B2, B3, DC2 y DC3).

Arroyo Martín



Latitud S	34° 53' 15 S
Longitud O.....	58° 04' 16 O
Caudal (m ³ s ⁻¹).....	0.001
Ancho mojado (m).....	2.5
Profundidad (m).....	0.25
Velocidad de corriente (ms ⁻¹).....	0.001
Uso del suelo en la zona.....	Agropecuario /Suburbano
Modificación hidráulica.....	Ausente



SEDIMENTO

% Grava.....	6.3
% Arena	30.9
% Limo	41
% Arcilla	21.8
% Mat. Org.....	3.6
Metales pesados detectados... que superan niveles guías	Ni, Zn



VEGETACIÓN

% Cobertura Vegetal.....	56.2
% Emergentes.....	27.4
% Arraigadas.....	28.8
Principales sp. registradas...	<i>Eleocharis sp.</i> <i>Gymnocoronis spilanthoides</i> <i>Ludwigia peploides</i>



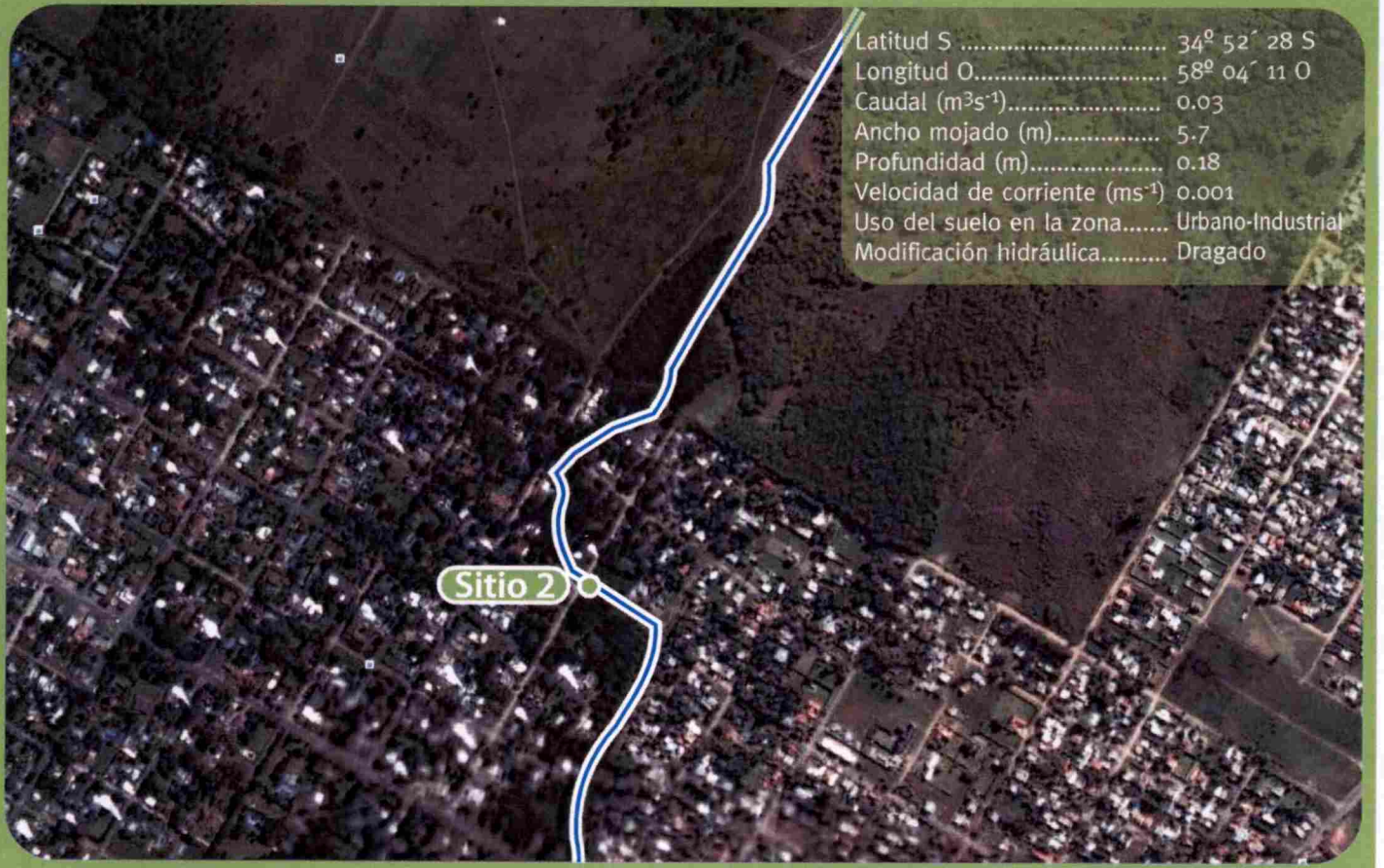
Ludwigia peploides



Gymnocoronis spilanthoides

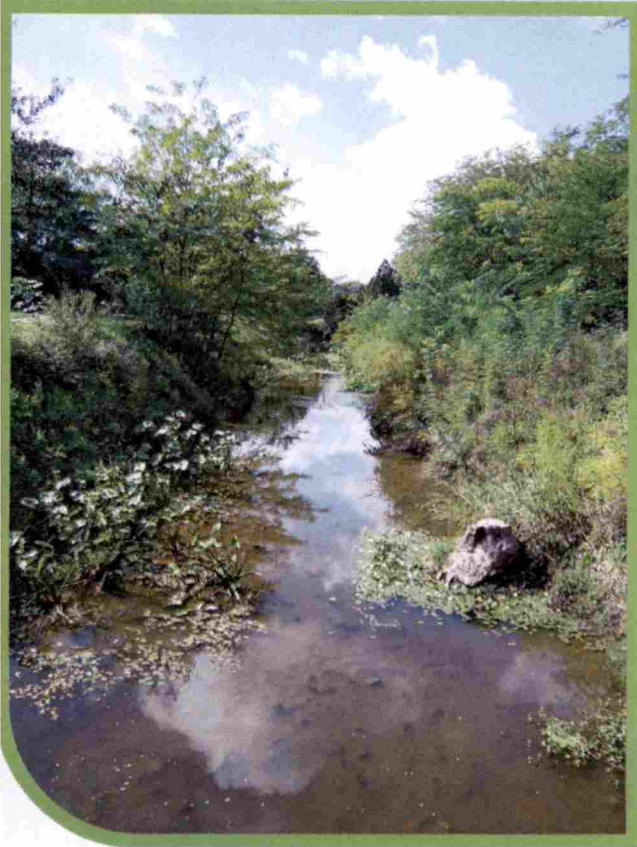
Sitio	Sustrato epifaunal	Sustrato del cauce	Perfil del cauce	Flujo del canal	Alteración del canal	Sinuosidad del canal	Estabilidad de las márgenes	Protección vegetación orillas	Puntaje
M1	18	19	13	15	15	16	14	16	126

Arroyo Martín



Latitud S	34° 52' 28 S
Longitud O.....	58° 04' 11 O
Caudal (m ³ s ⁻¹).....	0.03
Ancho mojado (m).....	5.7
Profundidad (m).....	0.18
Velocidad de corriente (ms ⁻¹)	0.001
Uso del suelo en la zona.....	Urbano-Industrial
Modificación hidráulica.....	Dragado

Sitio 2



SEDIMENTO

% Grava.....	13.3
% Arena	33.3
% Limo	34.9
% Arcilla	18.5
% Mat. Org.....	4.2
Metales pesados detectados... que superan niveles guías	Zn



VEGETACIÓN

% Cobertura Vegetal.....	48.5
% Emergentes.....	13.3
% Arraigadas.....	35.2
Principales sp. registradas...	<i>Eleocharis sp.</i> <i>Gymnocoronis spilanthoides</i> <i>Ludwigia peploides</i>

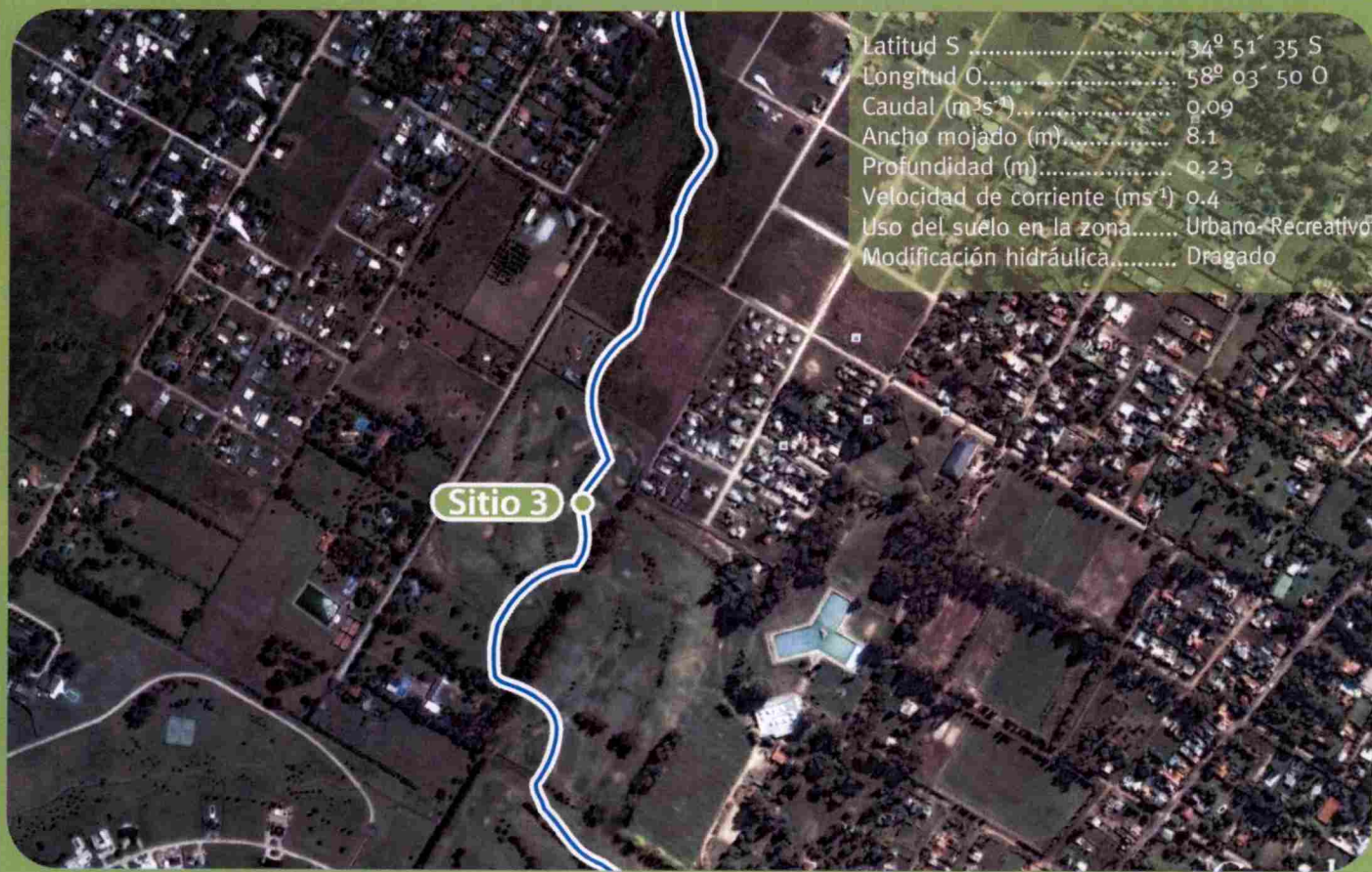


Ludwigia peploides



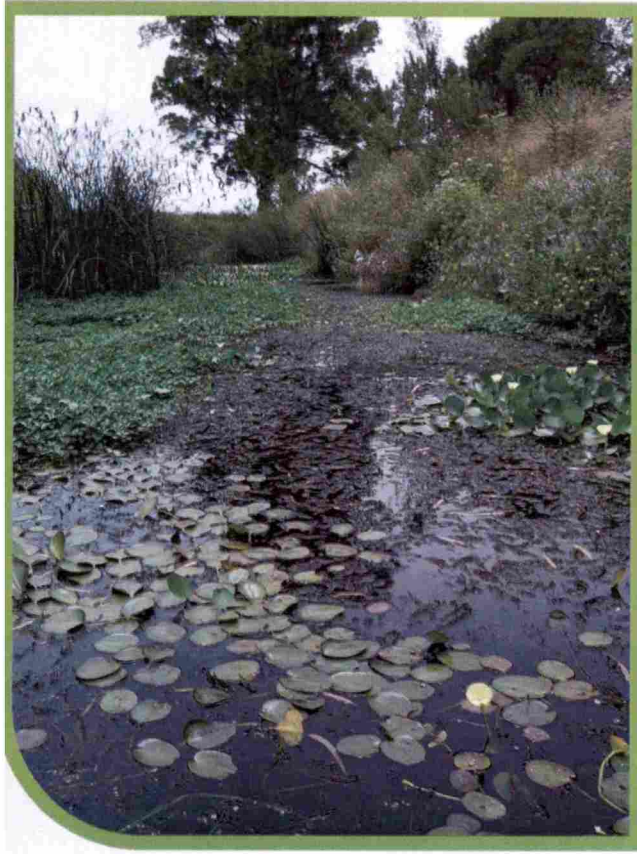
Gymnocoronis spilanthoides

Sitio	Sustrato epifaunal	Sustrato del cauce	Perfil del cauce	Flujo del canal	Alteración del canal	Sinuosidad del canal	Estabilidad de las márgenes	Protección vegetación orillas	Puntaje
M2	19	19	14	17	15	14	12	4	114



Latitud S 34° 51' 35 S
 Longitud O 58° 03' 50 O
 Caudal (m³s⁻¹) 0,09
 Ancho mojado (m) 8.1
 Profundidad (m) 0.23
 Velocidad de corriente (ms⁻¹) 0.4
 Uso del suelo en la zona Urbano-Recreativo
 Modificación hidráulica Dragado

Sitio 3



SEDIMENTO

% Grava.....	3
% Arena	35.5
% Limo	46.4
% Arcilla	15.1
% Mat. Org.....	6.2
Metales pesados detectados... que superan niveles guías	Zn



VEGETACIÓN

% Cobertura Vegetal.....	62.7
% Emergentes.....	8.9
% Arraigadas.....	53.6
Principales sp. registradas...	<i>Hydrocleys nymphoides</i> <i>Eleocharis sp.</i>



Hydrocleys nymphoides



Eleocharis sp.

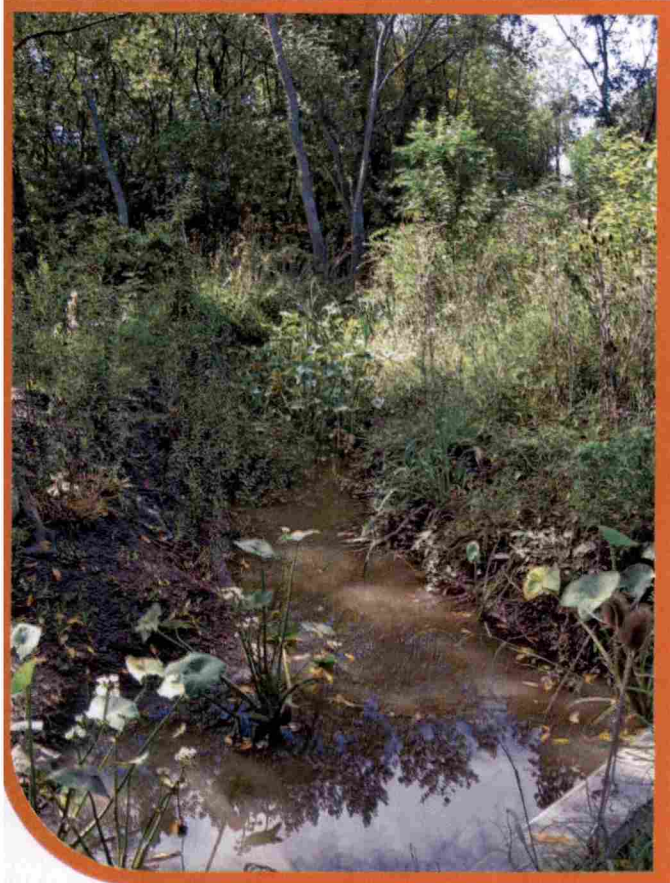
Sitio	Sustrato epifaunal	Sustrato del cauce	Perfil del cauce	Flujo del canal	Alteración del canal	Sinuosidad del canal	Estabilidad de las márgenes	Protección vegetación orillas	Puntaje
M3	17	20	15	18	11	12	12	4	109

Arroyo Baldovinos



Latitud S34° 50' 59 S
 Longitud O.....58° 10' 55 O
 Caudal (m³s⁻¹)..... 0.8
 Ancho mojado (m).....2.3
 Profundidad (m)..... 0.13
 Velocidad de corriente (ms⁻¹).....0.2
 Uso del suelo en la zona.....Recreativo
 Modificación hidráulica.....Ausente

Sitio 1



SEDIMENTO

% Grava..... 7.5
 % Arena 18
 % Limo 41.5
 % Arcilla 32.9
 % Mat. Org..... 5.2
 Metales pesados detectados... Ni, Zn
 que superan niveles guías



VEGETACIÓN

% Cobertura Vegetal..... 54.5
 % Emergentes..... 51.84
 % Arraigadas..... 2.65
 Principales sp. registradas... *Sagittaria montevidensis*
Polygonum punctatum



Sagittaria montevidensis



Polygonum punctatum

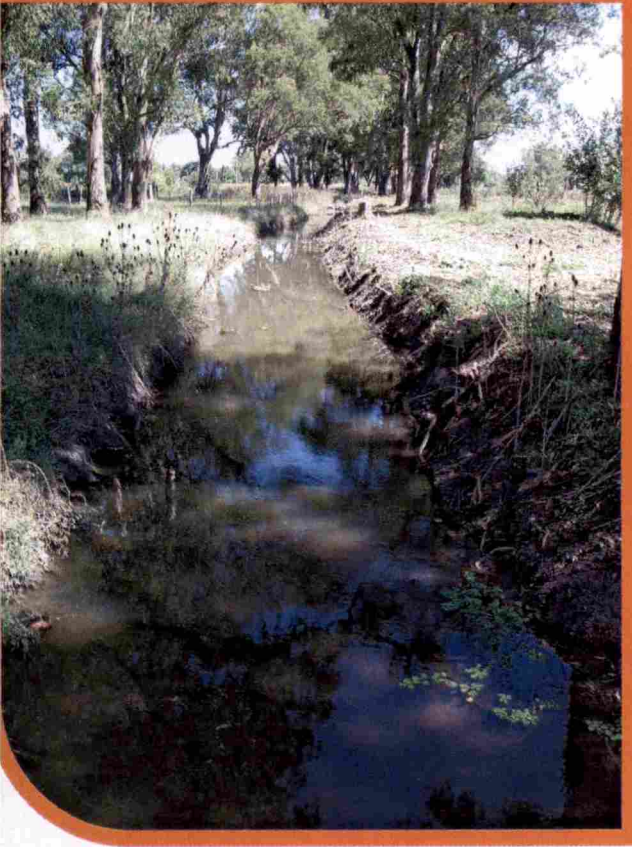
Sitio	Sustrato epifaunal	Sustrato del cauce	Perfil del cauce	Flujo del canal	Alteración del canal	Sinuosidad del canal	Estabilidad de las márgenes	Protección vegetación orillas	Puntaje
B1	16	11	16	13	20	12	16	12	116

Arroyo Baldovinos



Latitud S 34° 50' 08 S
 Longitud O..... 58° 10' 21 O
 Caudal (m³s⁻¹)..... 0.12
 Ancho mojado (m)..... 3.3
 Profundidad (m)..... 0.24
 Velocidad de corriente (ms⁻¹)..... 0.10
 Uso del suelo en la zona..... Urbano
 Modificación hidráulica..... Dragado
Desmalezado

Sitio 2



SEDIMENTO

% Grava..... 11.3
 % Arena 21.2
 % Limo 41.6
 % Arcilla 26
 % Mat. Org..... 7.5
 Metales pesados detectados... Zn
 que superan niveles guías



VEGETACIÓN

% Cobertura Vegetal..... 47.5
 % Emergentes..... 3
 % Arraigadas..... 44.5
 Principales sp. registradas... *Hydrocotyle bonariensis*
Gymnocoronis spilanthoides



Hydrocotyle bonariensis



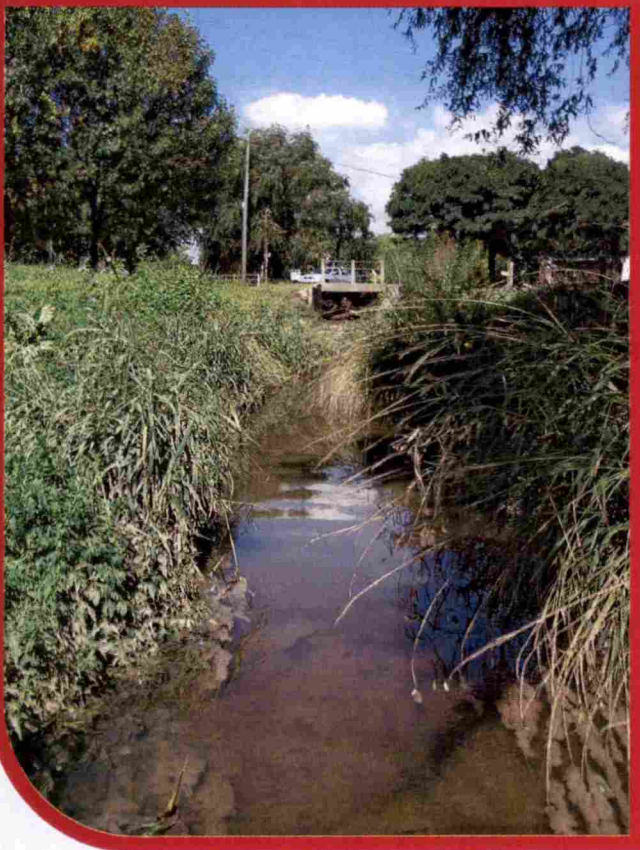
Gymnocoronis spilanthoides

Sitio	Sustrato epifaunal	Sustrato del cauce	Perfil del cauce	Flujo del canal	Alteración del canal	Sinuosidad del canal	Estabilidad de las márgenes	Protección vegetación orillas	Puntaje
B2	8	14	11	15	6	5	6	4	69

Arroyo Don Carlos



Latitud S 34° 53' 36 S
 Longitud O..... 58° 01' 23 O
 Caudal (m³s⁻¹)..... 0.03
 Ancho mojado (m).....1.9
 Profundidad (m)..... 0.09
 Velocidad de corriente (ms⁻¹).....0.12
 Uso del suelo en la zona.....Urbano-industrial
 Modificación hidráulica.....Dragado
 Rectificación
 Desmalezado



SEDIMENTO

% Grava..... 19.5
 % Arena 45.5
 % Limo 20.1
 % Arcilla 14.9
 % Mat. Org..... 4.9
 Metales pesados detectados... Cu, Pb, Ni
 que superan niveles guías



VEGETACIÓN

% Cobertura Vegetal..... 44.8
 % Emergentes..... 40.7
 % Arraigadas..... 3.9
 Principales sp. registradas... *Thypha latifolia*
Sagittaria montevidensis



Sagittaria montevidensis



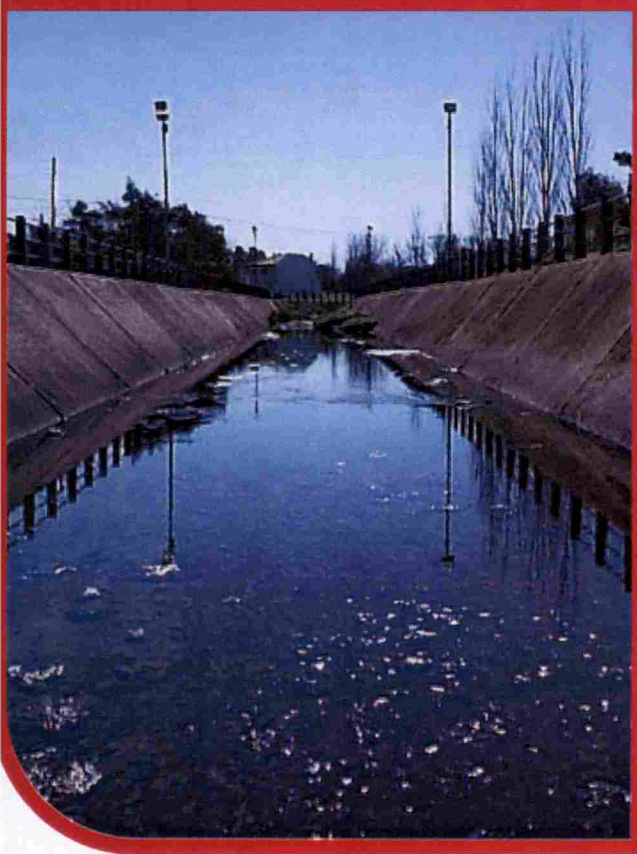
Thypha latifolia

Sitio	Sustrato epifaunal	Sustrato del cauce	Perfil del cauce	Flujo del canal	Alteración del canal	Sinuosidad del canal	Estabilidad de las márgenes	Protección vegetación orillas	Puntaje
DC2	2	6	6	11	5	2	5	2	40

Arroyo Don Carlos



Latitud S	34° 52' 57 S
Longitud O.....	58° 01' 32 O
Caudal (m ³ s ⁻¹).....	0.10
Ancho mojado (m).....	5.5
Profundidad (m).....	0.08
Velocidad de corriente (ms ⁻¹).....	0.16
Uso del suelo en la zona.....	Urbano-industrial
Modificación hidráulica.....	Canalización Rectificación Desmalezado



SEDIMENTO

% Grava.....	15.2
% Arena	57.4
% Limo	12.7
% Arcilla	14.7
% Mat. Org.....	12.3
Metales pesados detectados...	Cu, Pb, Ni que superan niveles guías



VEGETACIÓN

% Cobertura Vegetal.....	22
% Emergentes.....	3.7
% Arraigadas.....	18.3
Principales sp. registradas...	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> <i>Alternanthera philoxeroides</i>



Hydrocotyle bonariensis



Alternanthera philoxeroides

Sitio	Sustrato epifaunal	Sustrato del cauce	Perfil del cauce	Flujo del canal	Alteración del canal	Sinuosidad del canal	Estabilidad de las márgenes	Protección vegetación orillas	Puntaje
DC3	4	6	5	10	0	0	0	0	25

4.2 BIOTA

Invertebrados bentónicos y asociados a la vegetación

Durante el presente estudio se identificaron aproximadamente 126 taxa pertenecientes a los phyla: Cnidaria, Platyhelminthes, Nematomorpha, Nematoda, Annelida, Mollusca y Arthropoda (Tabla 8).

Tabla 8: Lista de taxones registrados en los 3 arroyos en estudio y sus acrónimos.

TAXONES	Acrónimos
CNIDARIA	
Hydroidea	
<i>Hydra sp.</i>	Hydra
PLATYHELMINTHES	
Tricladida	
Dugesidae	Duge
NEMATOMORPHA	
Gordioidea	Gord
Temnocephala	Temn
NEMATODA	Nema
ANNELIDA	
Oligochaeta	
Naididae	
Naidinae	
<i>Chaetogaster diaphanus</i> (Gruithuisen, 1828)	Ch dis
<i>Chaetogaster diastrophus</i> (Gruithuisen, 1828)	Ch dip
<i>Dero (Dero) sawayi</i> Marcus, 1943	D saw
<i>Dero (Dero) digitata</i> (Müller, 1773)	D dig
<i>Dero (Dero) pectinata</i> Aiyer, 1929	D pec
<i>Dero (Dero) multibranchiata</i> Steiren, 1892	D mul
<i>Dero (Dero) botrytis</i> Marcus, 1943	D bot
<i>Dero (Dero) obtusa</i> d'Udekem, 1885	D obt
<i>Dero (Aulophorus) costatus</i> (Marcus, 1944) emm. Harman, 1974	D cos
<i>Dero (Aulophorus) furcatus</i> (Müller, 1773)	D fur
<i>Allonais lairdi</i> Naidu, 1965	A lai
<i>Allonais paraguayensis</i> Michaelsen, 1905	A par
<i>Stephensoniana trivandrana</i> (Aiyer, 1926)	S tri
<i>Nais communis</i> Pigué, 1906	N com
<i>Nais variabilis</i> Pigué, 1906	N var
<i>Nais bretscheri</i> Michaelsen, 1899	N bre
<i>Paranais frici</i> Hrabé, 1941	P fri
<i>Slavina appendiculata</i> d'Udekem, 1855	S app
<i>Slavina isochaeta</i> Cernosvitov, 1939	S iso
<i>Slavina evelinae</i> (Marcus, 1942)	S eve
<i>Stylaria lacustris</i> Lamarck, 1816	S lac
Pristininae	
<i>Pristina jenkinae</i> (Stephenson, 1931)	P jen
<i>Pristina aequiseta</i> Bourne, 1891	P aeq
<i>Pristina osborni</i> (Walton, 1906)	P osb
<i>Pristina synclites</i> Stephenson, 1925	P syn
<i>Pristina leidy</i> Smith, 1896	P lei

<i>Pristina longisoma</i> Harman, 1977	P los
<i>Pristina longidentata</i> (Harman, 1965)	P lod
<i>Pristina proboscidea</i> Beddard, 1896	P pro
<i>Pristina macrochaeta</i> Stephenson, 1931	P mac
<i>Pristina breviseta</i> Bourne, 1891	P bre
<i>Pristina americana</i> Cernosvitov, 1937	P ame
<i>Pristina acuminata</i> Liang, 1958	P acu
<i>Pristina sima</i> (Marcus, 1944)	P sim
<i>Pristina notopora</i> Cernosvitov, 1937	P not
Tubificinae	
Tubificinae inmaduros	Tub inm
<i>Aulodrilus pigueti</i> Kowalewski, 1914	A pig
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparede, 1862	L hof
<i>Limnodrilus udekemianus</i> Claparede, 1862	L ude
<i>Limnodrilus claparedianus</i> Ratzel, 1868	L cla
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller, 1774)	T tub
Rhyacodrilinae	
<i>Bothrioneurum americanum</i> Beddard, 1894	B ame
Opistocystidae	
<i>Trieminentia corderoi</i> (Harman, 1969)	T cor
Enchytraeidae	Ench
Aelosomatidae	Aelo
Megadrill	Mega
Hirudinea	
Glossiphoniidae	Gloss
MOLLUSCA	
Bivalvia	
Sphaeriidae	
<i>Musculium argentinum</i> (d'Orbigny, 1835)	Musc
<i>Pisidium vile</i> Pilsbry, 1897	P vile
<i>Pisidium sterkianum</i> Pilsbry, 1897	P ster
<i>Eupera platensis</i> Doello Jurado, 1921	Eupe
Corbiculidae	
<i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774)	Corb
Gastropoda	
Ampullariidae	
<i>Pomacea canaliculata</i> (Lamarck, 1822)	Poma
Succineidae	
<i>Omalonix sp.</i>	Omal
Physidae	
<i>Physa acuta</i> Draparnaud, 1805	Phys
Cochliopidae	
<i>Heleobia spp.</i>	Hele
Planorbidae	
<i>Biomphalaria peregrina</i> d'Orbigny, 1835	Biom
<i>Drepanotrema kermatoides</i> d'Orbigny, 1835	Drep
Ancylidae	
<i>Uncancylus concentricus</i> d'Orbigny, 1835	Unca
ARTHROPODA	
Tardigrada	Tard
Chelicerata	
Acariformes	
Hydrachnidia	Hydrach
Crustacea	

Maxillopoda	
Copepoda	
Harpacticoidea	Harp
Ciclopoida	Cicl
Cladóceros	
Chidoridae	Chid
Daphnidae	Daph
Sydidae	Sydi
Macrotrichidae	Macro
Ostracoda	Ostr
Malacostraca	
Amphipoda	
<i>Hyalloidea curvispina</i> (Shoemaker, 1942)	Hyal
Isopoda	Isop
Decapoda	
Trichodactylidae	
<i>Sylviocarcinus sp.</i>	Sylvio
Atelocerata	
Hexapoda	
Collembola	
Isotomidae	Isot
Sminthuridae	Smin
Poduridae	Podu
Insecta	
Ephemeroptera	
Baetidae	
<i>Americabaetis sp.</i>	Amer
<i>Callibaetis sp.</i>	Calli
Caenidae	
<i>Caenis sp.</i>	Caen
Odonata	
Zygoptera	
Coenagrionidae	Coenag
Anisoptera	
Libellulidae	
<i>Erythrodiplax sp.</i>	Erytr
<i>Perithemis sp.</i>	Perit
<i>Micrathyrina sp.</i>	Micra
<i>Tramea sp.</i>	Tram
Aeshnidae	
<i>Aeshna sp.</i>	Aesh
Hemiptera	Hemi
Corixidae	Corix
Belostomatidae	Belos
Hebridae	Hebri
Ranatridae	Ranat
Homoptera	Homo
Coleoptera	
Dytiscidae	Dytis
Hydrophilidae	Hydrop
Chrysomelidae	Chrys
Curculionidae	Curcu
Scirtidae	Scirt
Diptera	
Ceratopogonidae	Cerato

Chironomidae	
Chironominae	
<i>Chironomus sp.</i>	Chiron
<i>Parachironomus sp.</i>	Parach
<i>Goeldichironomus sp.</i>	Goeldich
<i>Polypedilum sp.</i>	Polype
<i>Dicrotendipes sp.</i>	Dicrot
<i>Paratanytarsus sp.</i>	Parat
<i>Reotanytarsus sp.</i>	Reot
<i>Tanytarsus sp.</i>	Tani
<i>Apedilum sp.</i>	Aped
Orthoclaadiinae	
<i>Corynoneura sp.</i>	Coryn
<i>Cricotopus sp.</i>	Crico
<i>Pseudosmittia sp.</i>	Pseud
<i>Parametricnemus sp.</i>	Param
<i>Thienenmanniella sp.</i>	Thiene
Tanypodinae	
<i>Coelotanypus sp.</i>	Coelot
<i>Monopelopia sp.</i>	Monop
<i>Labrundinia sp.</i>	Labru
<i>Tanypus sp.</i>	Tanyp
<i>Pentaneura sp.</i>	Pentan
Culicidae	Culic
Stratiomyidae	Strat
Ephydriidae	Ephyd
Psichodidae	Psich
Syrphidae	Syrph
Tipulidae	Tipul
Sciomyzidae	Sciom
Tabanidae	Taban
Dolichopodidae	Dolich

El análisis de las muestras reveló que más del 75% de la densidad de los organismos identificados pertenecieron a la fracción de los macroinvertebrados.

La densidad total promedio de macroinvertebrados fue mayor en el arroyo Baldovinos con más de 55000 ind/m², luego lo siguió el arroyo Martín que superó los 30000 ind/m² y por último el arroyo Don Carlos con más de 23000 ind/m².

En cuanto a la densidad promedio total analizada por sitio de muestreo el orden de mayor a menor densidad fue el siguiente: B2, B3, M2, M1, B1, DC1, DC3, M2 y DC2 (Fig. 17).

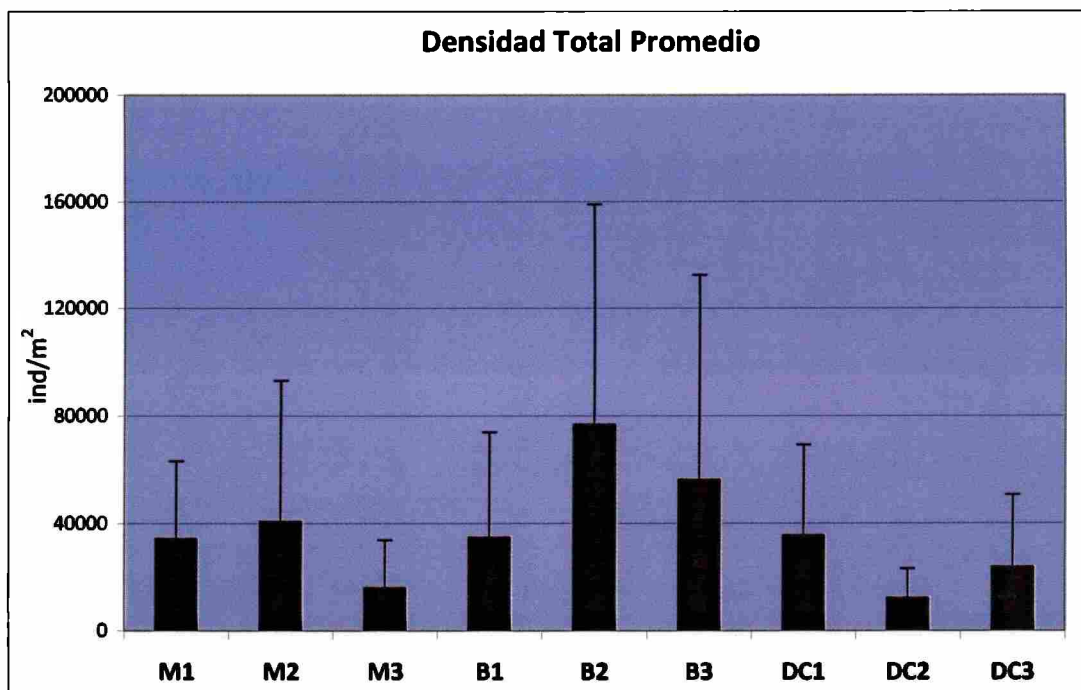


Figura 17: Densidad total promedio de macroinvertebrados y desviación estándar en cada sitio de muestreo estudiado (marzo 2005-febrero 2006) (n= 4).

Del total de los taxa registrados los nematodos, oligoquetos Naidinae y Tubificinae y los quironómidos fueron los de mayor abundancia relativa en todos los arroyos.

En el caso del arroyo Martín, fue muy importante en número la familia Cochhiopidae (representada por *Heleobia spp.*) y la familia Sphaeriidae (representada por los géneros *Musculium*, *Pisidium* y *Eupera*). En el arroyo Baldovinos fueron importantes en número los oligoquetos aelosomátidos, los hirudineos y los moluscos Sphaeriidae. El arroyo Don Carlos se caracterizó por el gran número de quironómidos de la subfamilia Chironominae (Tabla 9).

Tabla 9: Abundancia relativa promedio de la densidad de los principales taxa de macroinvertebrados en cada arroyo estudiado.

	A° Martín	A° Baldovinos	A° Don Carlos
Hidroidea	0,0	1,2	0,0
Nematoda	41,6	33,5	49,0
Naidinae	9,1	18,8	10,5
Pristininae	1,7	2,1	1,4
Tubificinae	9,9	18,7	8,7
Opistocystidae	2,0	0,0	0,1
Enchytraeidae	0,4	0,2	2,2
Aelosomatidae	0,1	3,2	0,3
Hirudinea	2,4	2,7	0,5
Ampullariidae	1,0	0,5	0,2
Cochiropidae	11,9	0,3	1,4
Planorbidae	0,9	1,3	0,0
Sphaeriidae	5,9	4,6	2,8
Tardigrada	3,3	0,1	0,0
Hyalellidae	1,4	0,6	0,2
Libellulidae	1,1	0,0	0,0
Chironomidae	2,6	3,9	17,1
Orthocladinae	0,5	1,5	0,1
Otros	4,2	6,8	5,5

Abundancia y frecuencia de los taxa en cada sitio de muestreo

La clasificación de los taxa en función de su dominancia y frecuencia permitió destacar la importancia en número de los nematodos en todos los sitios de muestreo, siendo el grupo más constante y abundante.

En el A° Martín, sitios 2 y 3, *Heleobia spp.* fue otro taxa fundamental además de los nematodos. Entre las especies constantes, *Dero sawayai*, *Limnodrilus hoffmeisteri* y la familia de hirudineos Glossiphoniidae estuvieron presentes en los tres sitios del A° Martín. Mientras que en el sitio M3 los restantes taxa dominantes fueron *Pomacea canaliculata* y Acari, en los sitios M1 y M2 Dugesiidae, *Aulodrilus pigueti*, *Pisidium sterkianum*, *Biomphalaria peregrina*, *Uncancylus concentricus* y *Hyaella curvispina* dominaron conjuntamente. Los taxa acompañantes y accesorias estuvieron representados por moluscos, oligoquetos, dípteros, odonatos y coleópteros (Tabla 10).

Tabla 10: Clasificación de los taxa del A° Martín en función de su frecuencia y dominancia (significado de acrónimos en Tabla 8).

	Fundamentales F>50%, D>10%	Constantes F>50%, D<10%	Acompañantes 20%>F<50%, D<10%		Accesorias F<20%, D<10%			
MARTIN 1								
	Nemat	Duges D saw A pig L hof Gloss P ster Heleo Biomp Uncan Acari Hyll	Tr cor N com D dig Hydra S lac Enchy Ch dis Muscu P vile Eupera Drepa	Isotom Callib Coenag Corixi Hebrid Chiron Parach Paratan Pseud Dolicho	Ch dip D mul D cos D fur D mag N var P jen P aeq P osb P syn P lei	P pro P ame P fri S eve S app S iso Aelos Pomac Physa Tardi Sylvio	Poduri Erytrod Peritem Aeshna Tramea Bellost Ranatri Dytisc Hydroph Ceratop Goeldi	Polype Reotan Coryno Dicrot Tanypus Paramet Culicid Ephy Sciomy Tabani
MARTIN 2								
	Nemat Heleo	Duges D saw A pig L hof Gloss P ster Biomp Uncan Hyll	Muscu Hydra N var P jen S lac L ude Tr cor Pomac Physa Corbi Acari	Isotom Americ Coenag Chiron Parach Polype Coryno Coelot	Temno Ch dis Ch dip D dig D mul D fur N com P aeq P osb P lei P lond	P not P sim S eve S iso Enchy Aelos P vile Eupera Drepa Tardi Sylvio	Sminth Poduri Caenis Peritem Micrat Corixi Homop Ranatri Dytisc Scirt Ceratop	Paratan Reotan Monop Labru Cricot Paramet Thiene Ephy
MARTIN 3								
	Nemat Heleo	D saw L hof Gloss Pomac Acari	Biomp Duges N var Enchy Uncan Tardi Hyll Isotom Americ Coenag Chiron	Polype Psichod	Temno Ch dip D dig D fur N com P jen P aeq P osb P lons S eve P des	Tr cor Aelos Muscu P ster Sminth Poduri Callib Aeshna Hemip Homop Hebrid	Dytisc Hydroph Ceratop Parach Reotan Coryno Labru Cricot Paramet Pentan Stratiom	Syrphi Tipuli Dolicho

El A° Baldovinos, *Chironomus* sp. (B2) y *Dero pectinata* (B3) fueron las especies fundamentales, además de los nematodes. Además fueron constantes diversos oligoquetos e hirudineos. En el sitio B3 los moluscos *Musculium*, *Heleobia* y *Biomphalaria* fueron taxa constantes (Tabla 11).

Tabla 11: Clasificación de los taxa del A° Baldovinos en función de su frecuencia y dominancia (significado de acrónimos en Tabla 8).

Fundamentales F>50%, D>10%	Constantes F>50%, D<10%	Acompañantes 20%>F<50%, D<10%		Accesorias F<20%, D<10%		
BALDOVINOS 1						
Nemat	D saw D pec P jen S iso A pig Gloss Uncan Isotom Ceratop	L hof Duges Ch dip D dig P osb P lei Enchy Muscu Pomac Physa Biomp	Drepa Acari Poduri Coenag Goeldi Coryno Pseud Paramet	Hydra Temno D mul D cos D fur N com N var P aeq P lons P lond P pro	P acu P bre S eve L ude L cla P des Aelos Megad P vile P ster Tardi	Hyll Paratan Sminth Tanyta Aeshna Coelot Monop Bellost Culicid Ephy Homop Dytisc Sciomy Hydroph Chiron Parach Polype
BALDOVINOS 2						
Nemat Chiron	Duges D saw D dig D pec L hof Gloss Uncan Coenag	Hydra Ch dis Ch dip D mul D fur N com P lond S iso L cla P des Enchy Eupera	Pomac Physa Biomp Isotom Sminth Poduri Parach Goeldi Polype Tanypus Pentan Stratiom	D obt D cos St triv N var P jen P aeq P osb P lei P pro A pig L ude	Tr cor Aelos Corbi Drepa Tardi Acari Hyll Callib Peritem Hemip Bellost	Homop Hydroph Chrysom Curcul Ceratop Coryno Ephy
BALDOVINOS 3						
Nemat D pec	Duges N com P aeq Gloss Muscu Heleo Biomp	Hydra Ch dip D saw D dig D mul D fur N var P jen P lei P lond P mac	S iso S lac A pig Enchy Aelos Pomac Omalo Physa Corbi Uncan Acari	Hyll Isotom Poduri Chiron Thiene	D obt D cos St triv N bre P osb P pro P ame P bre S eve S app A lai	L hof L ude L cla P des Tr cor P vile P ster Drepa Tardi Sminth Aeshna

En el A° Don Carlos, el sitio DC3 se caracterizó por la presencia de *Chironomus sp.* como especie fundamental, además de los nematodos. Mientras que en el sitio DC1 fueron muy diversas las taxa constantes (oligoquetos y moluscos especialmente), en los sitios DC2 y DC3 solo quedan como taxa constantes un bajo número de representantes. En el sitio DC2, *Dero furcatus*, *Physa acuta* y dípteros (*Chironomus sp.*, Stratiomyidae, Ephydridae, Psychodidae); en el sitio DC3 *Dero furcatus*, *Dero pectinata* y los díptera Psychodidae (Tabla 12).

Tabla 12: Clasificación de los taxa del A° Don Carlos en función de su frecuencia y dominancia (significado de acrónimos en Tabla 8).

	Fundamentales F>50%, D>10%	Constantes F>50%, D<10%	Acompañantes 20%>F<50%, D<10%	Accesorias F<20%, D<10%	
DON CARLOS 1					
	Nemat	D dig D pec A pig L hof Gloss P vile P ster Heleo Uncan	Hyall Duges P acu Tr cor Enchy Muscu Pomac Biomp Coenag Chiron Goeldi	Hydra P syn Temno P lei Ch dis P lond Ch dip P mac D saw P pro D cos S iso D fur B ame N com Drepa P jen Isotom P aeq Sminth P osb Peritem	Hemip Sciomy Hydroph Tabani Curcul Ceratop Parach Polype Paratan Cricot Culicid Stratiom Ephy
DON CARLOS 2					
	Nemat	D fur Physa Chiron Stratiom Ephy Psichod	N com P aeq P lond L hof Enchy Gloss Acari Hyall Isopo Isotom Poduri	Ceratop Culi Duges B ame Polype Ch dip Aelos Coryno D pec P ster Syrphi P jen Sminth Tipuli P osb Coenag Tabani P lei Hemip Dolicho P pro Dytisc P not Hydroph S iso Chrysom A par Parach L ude Goeldi	
DON CARLOS 3					
	Nemat Chiron	D pec D fur Psichod	Duges Heleo Ch dis Acari D dig Hyall P aeq Isotom P osb Ceratop L hof Stratiom T tub Ephy Enchy Aelos Gloss Physa	Hydra A par Chrysom D saw B ame Curcul N com Isopo Parach N var Sminth Goeldi P jen Poduri Cricot P lei Coenag Apedil P lond Peritem Culi P pro Hemip Syrphi P ame Corixi Tipuli P not Bellost Dolicho S iso Hydroph	

Número de taxa, diversidad y equitabilidad

Los mayores valores en el número medio de taxa se registraron en los sitios M1, M2 y B1 superando los 20 taxa. Luego siguieron los sitios B2, B3 y DC1 (>15) y por último el resto de los sitios M3, DC3 y DC2, respectivamente (Fig. 18).

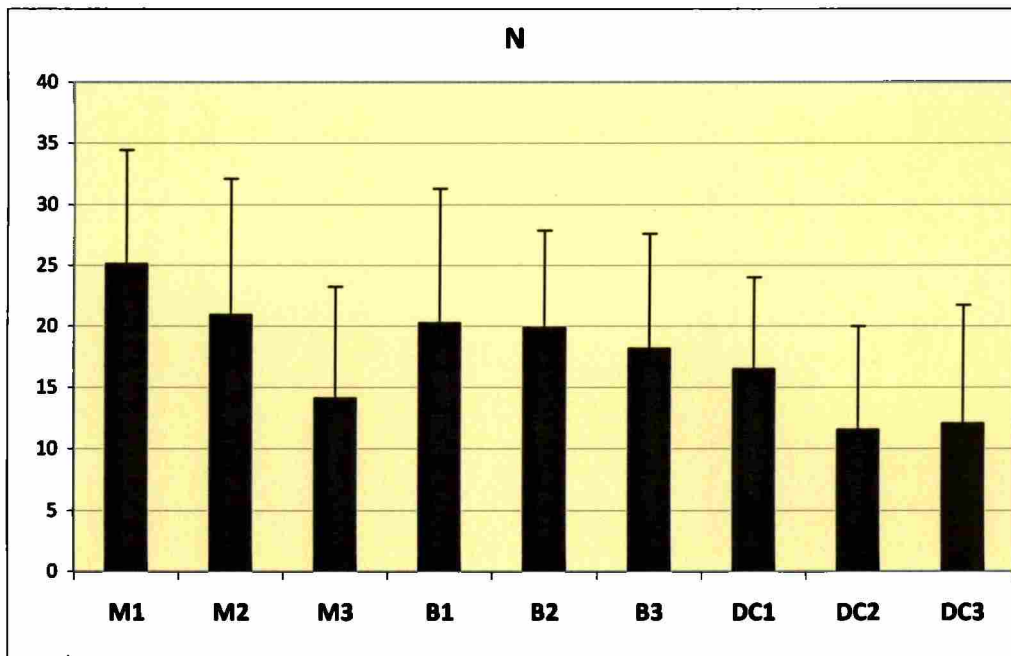


Figura 18: Promedio del número de taxa registrado y desviación estándar en los sitios de muestreo estudiados (marzo 2005-febrero 2006) (n= 4).

La diversidad según el índice de Shannon Weaver (H') mostró los mayores valores en los sitios M1, M2, B1 y B2. Luego, siguieron los sitios M3, B3 y DC1. Los sitios DC2 y DC3 presentaron los menores valores de H' cuyo promedio no superó los 1.5 bits.ind⁻¹ (Fig. 19).

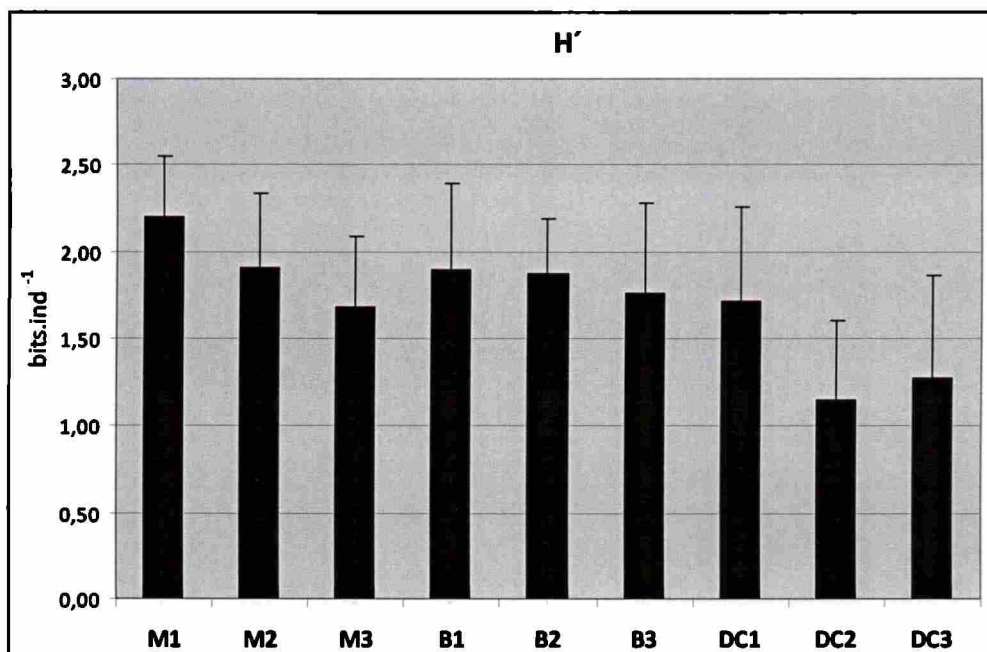


Figura 19: Diversidad de Shannon (H') promedio y su desviación estándar en los sitios de muestreo estudiados (marzo 2005-febrero 2006) (n= 4).

La equitabilidad varió poco entre los sitios de muestreo, sin embargo, los mayores valores se registraron en los sitios M1 y M3 y los menores valores se registraron en los sitios DC2 y DC3 (Fig. 20).

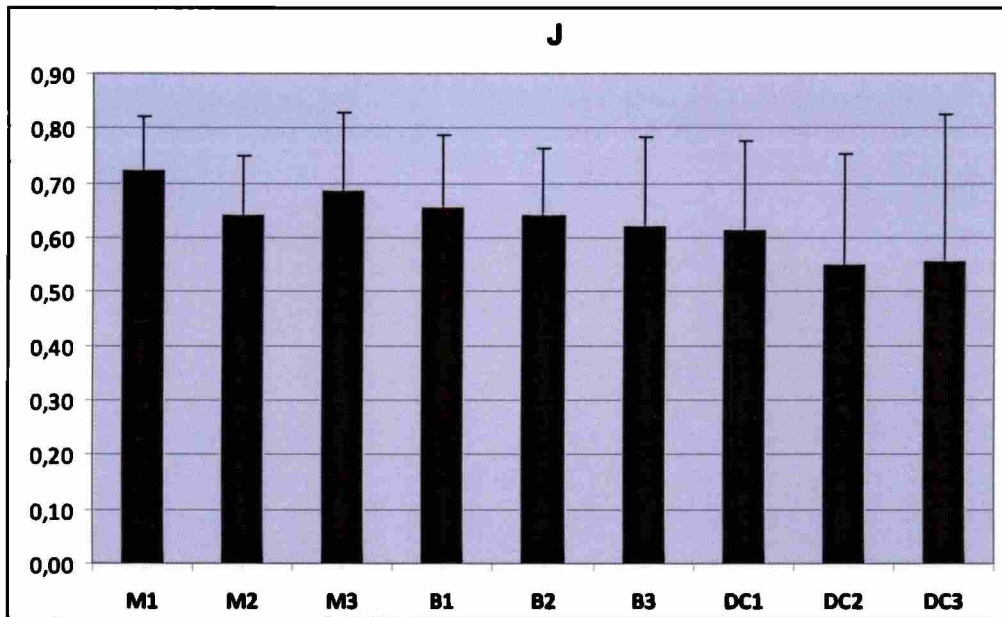


Figura 20: Equitabilidad promedio y desviación estándar en los sitios de muestreo estudiados (marzo 2005-febrero 2006) (n= 4).

Principales grupos taxonómicos

- **Nematodos y Oligoquetos**

En cuanto a los principales grupos taxonómicos analizados, los nematodos estuvieron bien representados en todos los sitios y especialmente en el sitio B2 donde superaron el valor medio anual de 20000 ind/m². Los oligoquetos naídinos y tubíficinos fueron muy abundantes en el A° Baldovinos (principalmente en el sitio B2) mientras que las prístinas estuvieron bien representadas en todos los sitios a excepción de M3 y DC2 (Fig. 21).

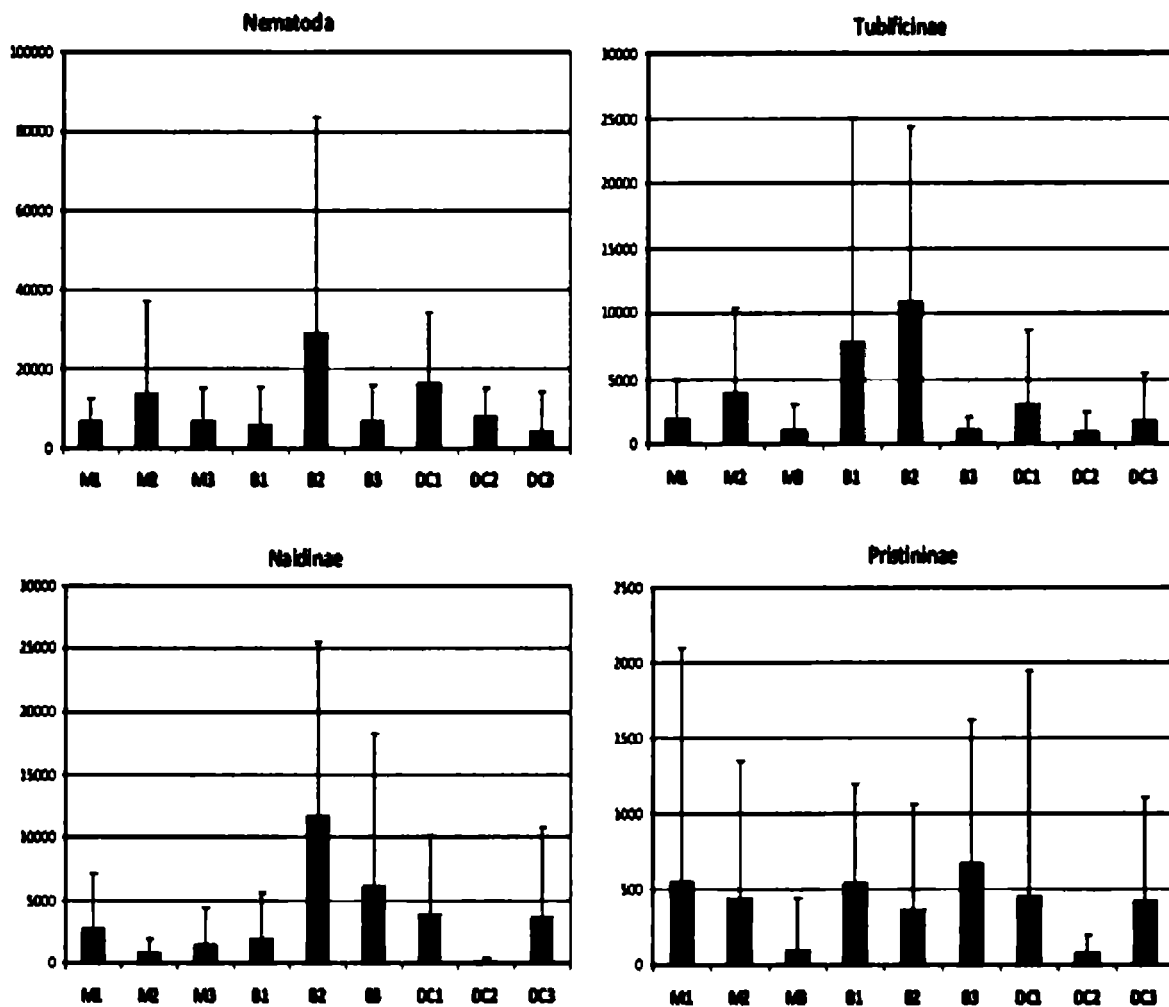


Fig. 21: Densidades promedio (ind/m²) y desviación estándar de los principales grupos taxonómicos registrados en los sitios de muestreo analizados: Nematoda; Tubificinae; Naidinae; Pristininae (marzo 2005-febrero 2006) (n=4).

- **Moluscos**

Los moluscos bivalvos se concentraron en al A° Martín y en las cabeceras de los arroyos Baldovinos y Don Carlos. No se registraron bivalvos en el sitio DC3 y fueron excepcionales en el sitio DC2. Los gastrópodos estuvieron presentes en todos los sitios de muestreo muy escasos en los DC2 y DC3 (Fig. 22).

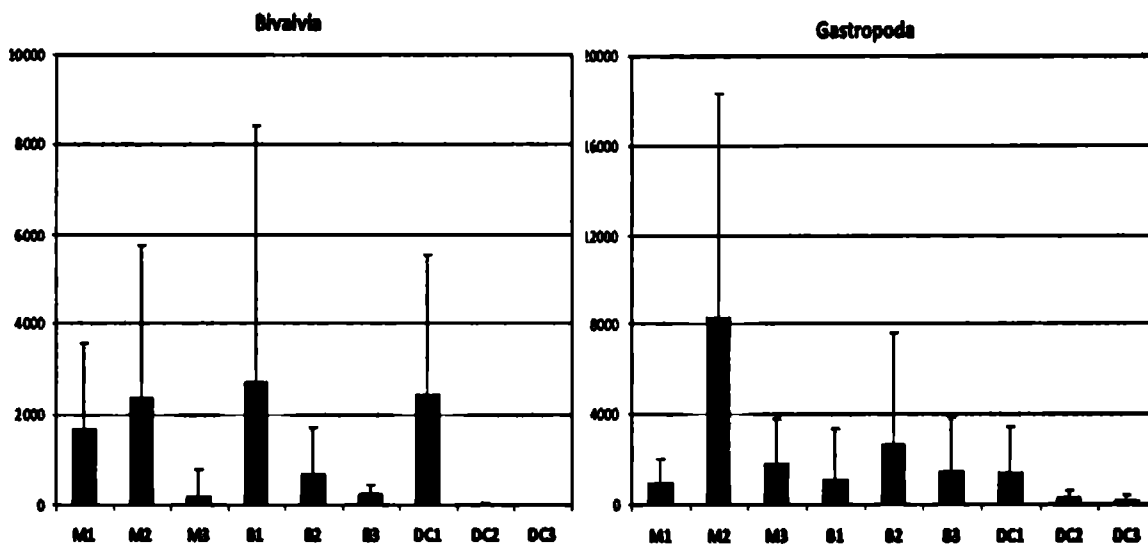


Fig. 22: Densidades promedio (ind/m²) y desviación estándar de los principales grupos taxonómicos registrados en los sitios de muestreo analizados: Bivalvia; Gastropoda (marzo 2005-febrero 2006) (n= 4).

- **Crustáceos y Coleópteros**

En relación a los crustáceos, estos se destacaron en número en los sitios M1, B2 y B3 principalmente. No se registraron individuos en el sitio B1 siendo muy escasos en los sitios M3, DC1 y DC2. Los coleópteros mostraron los mayores valores medios anuales en los sitios B1 y B3, también fueron abundantes en M1 y DC3 (Fig. 23).

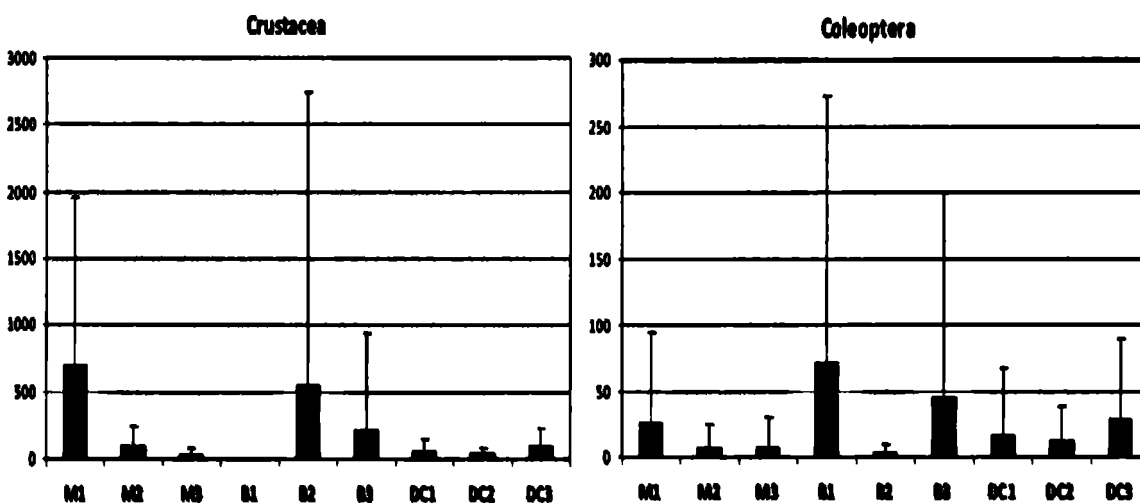


Fig. 23: Densidades promedio (ind/m²) y desviación estándar de los principales grupos taxonómicos registrados en los sitios de muestreo analizados: Crustacea; Coleoptera (marzo 2005-febrero 2006) (n= 4).

- **Ephemeropteros y Odonatos**

Los efemerópteros se ubicaron en el Arroyo Martín y estuvieron pobremente representados en el sitio B2. No se registraron individuos en el resto de los sitios. Los odonatos por su parte, se concentraron en el A° Martín y en los sitios B1 y B2 y mostraron baja densidad en el A° Don Carlos. Este grupo no estuvo presente en el sitio B3. Es importante aclarar que los odonatos registrados en el A° Martín fueron principalmente individuos de las familias Libellulidae y Aeshnidae y que aquellos registrados en el A° Don Carlos pertenecieron a la familia Coenagrionidae (Fig. 24).

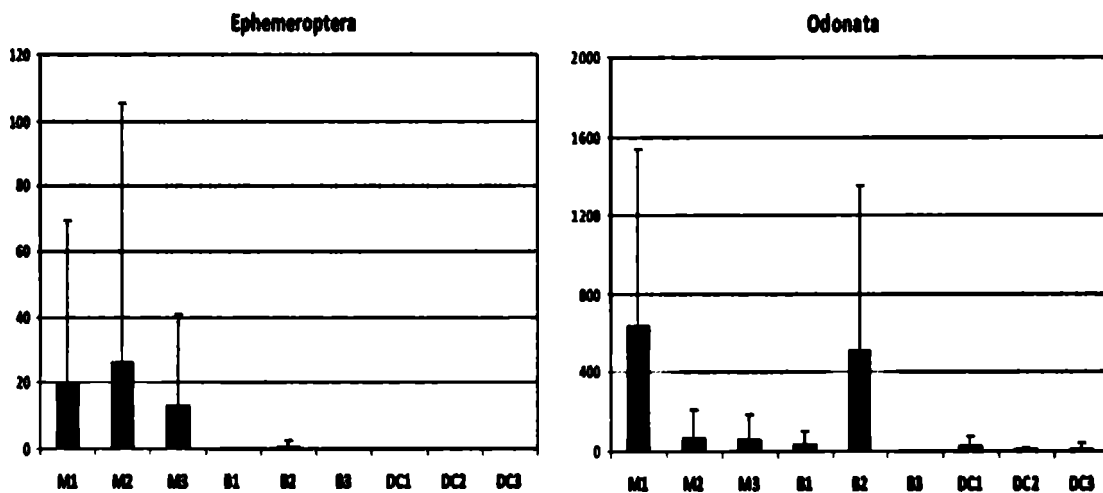


Fig. 24: Densidades promedio (ind/m²) y desviación estándar de los principales grupos taxonómicos registrados en los sitios de muestreo analizados: Ephemeroptera; Odonata (marzo 2005-febrero 2006) (n= 4).

- **Dípteros**

Los dípteros (excepto Chironominae) fueron muy abundantes en los sitios B1 y DC2 y se registraron en menor medida en los sitios M1, M3 y DC3. Los Chironominae (representados principalmente por el género *Chironomus*) se destacaron en el sitio DC3 superando la media de 10000 ind/m² y alcanzando valores máximos de 25000 ind/m². También fueron muy abundantes en el sitio B2 (más de 6000 ind/m²), registrándose densidades menores a 2000 ind/m² en el resto de los sitios (Fig. 25).

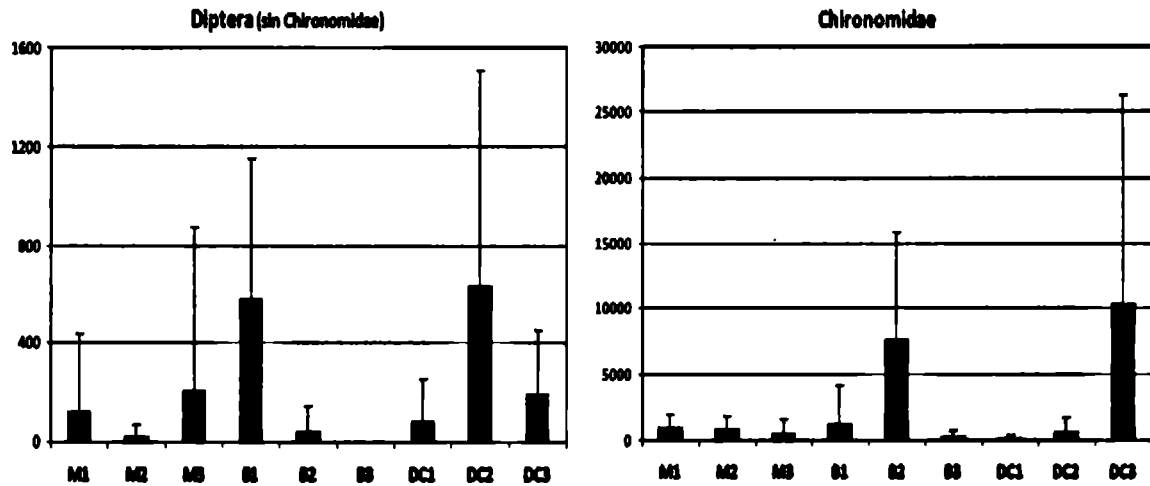


Fig. 25: Densidades promedio (ind/m²) y desviación estándar de los principales grupos taxonómicos registrados en los sitios de muestreo analizados: Díptera (excepto Chironominae); Chironominae (marzo 2005-febrero 2006) (n= 4).

Organismos sensibles y tolerantes

Tal como muestra la Figura 26, los organismos muy tolerantes dominaron los arroyos urbanos seleccionados y especialmente en los sitios B2 y DC3 donde el resto de los grupos fueron muy escasos. Los organismos tolerantes se concentraron en los sitios de muestreo del A° Martín y en los sitios B1 y B3. Los organismos calificados como sensibles se ubicaron preferentemente en los sitios M1, M2, B1 y DC1 aunque en muy baja proporción. La clasificación de los organismos en función a su tolerancia se presenta en el Anexo I.

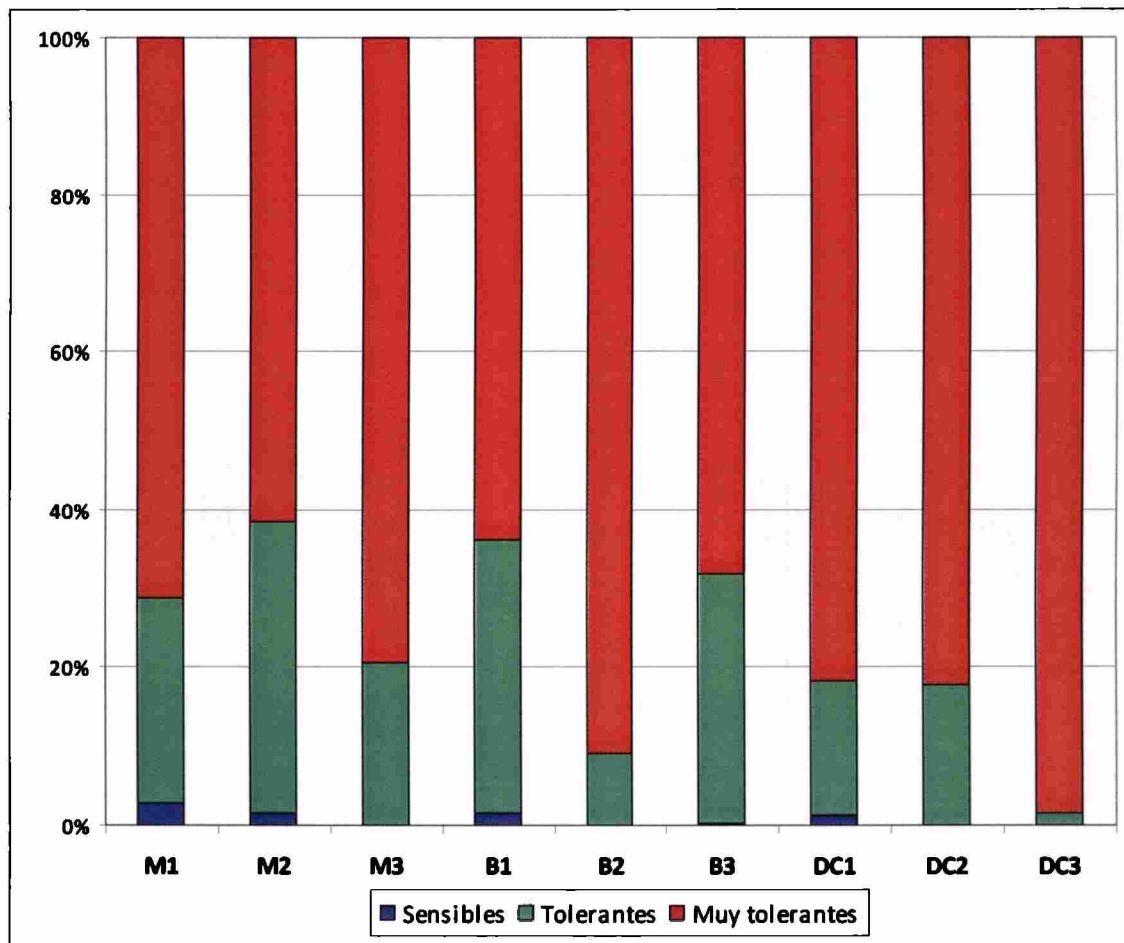


Figura 26: Porcentaje de organismos sensibles, tolerantes y muy tolerantes en los sitios de muestreo seleccionados en el presente estudio.

Grupos Funcionales Alimentarios (GFA)

Los organismos registrados en este estudio fueron asociados a diferentes grupos en función de su modo de alimentación (Ver Anexo I). No todos los individuos identificados en los distintos sitios de muestreo pudieron ser asignados a una única categoría de tipo alimentario. Es por esto que la combinación de categorías generó una nueva clase de tipo alimentario: raspadores-colectores/recolectores representada por oligoquetos naididos, *Caenis* sp. y coleópteros de la familia Scirtidae.

En general, los organismos succionadores (nematodos, tardígrados, chironómidos Tanypodinae, dípteros, coleópteros y heterópteros) dominaron en todos los sitios de muestreo, con excepción de los sitios B3 y DC3. El sitio B3 estuvo dominado por los raspadores-colectores/recolectores mientras que los predadores fueron muy importantes en abundancia en comparación al resto de los sitios. El sitio DC3 estuvo

bien representado por los colectores/recolectores, grupo compuesto por oligoquetos (tubificidos, enchitreidos, aelosomatidos, megadrilidos), quironómidos (Chironominae y Orthocladiinae), dípteros (Stratiomyidae, Ephydriidae, Psychodidae, Syrphidae, Tipulidae), efemerópteros baétidos y colémbolos (Fig. 27).

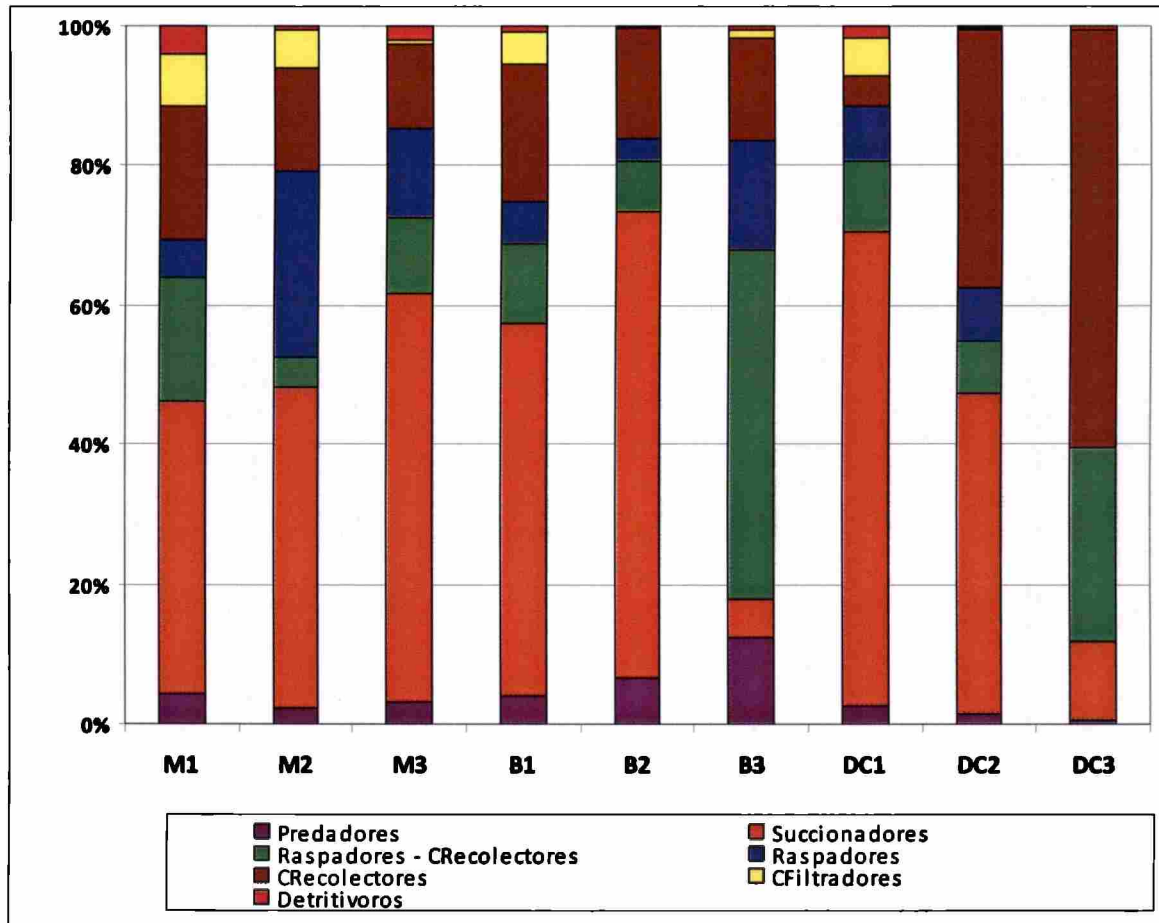


Figura 27: Grupos Funcionales Alimentarios (GFA) presentes en los sitios de muestreo seleccionados en el presente estudio.

Modos de vida

Los organismos registrados también fueron agrupados en diferentes categorías en función de su modo de vida (Ver Anexo I). Los organismos cuyo modo de vida es apoyados (nematodos, quironómidos, bivalvos, odonatos, libellulidos, etc.) dominaron en todos los sitios de muestreo con excepción de los sitios B3 y DC3. En este caso, el sitio B3 estuvo dominado por los apoyados-nadadores (oligoquetos naidinos, aelosomátidos y dípteros Stratiomyidae) y el sitio DC3 por los minadores (oligoquetos tubificidos, enchitraeidos, megadrilidos, quironómidos y dípteros).

Dado que no todos los organismos pudieron ser incorporados a una sola categoría y debido a que los individuos planctónicos (dípteros culícidos), patinadores (colémbolos Sminthuridae) y nadadores-submarinos (coríxidos) estuvieron representados por un solo taxa con una mínima abundancia relativa, se generó la agrupación “otros” para representarlos en el gráfico (Fig. 28).

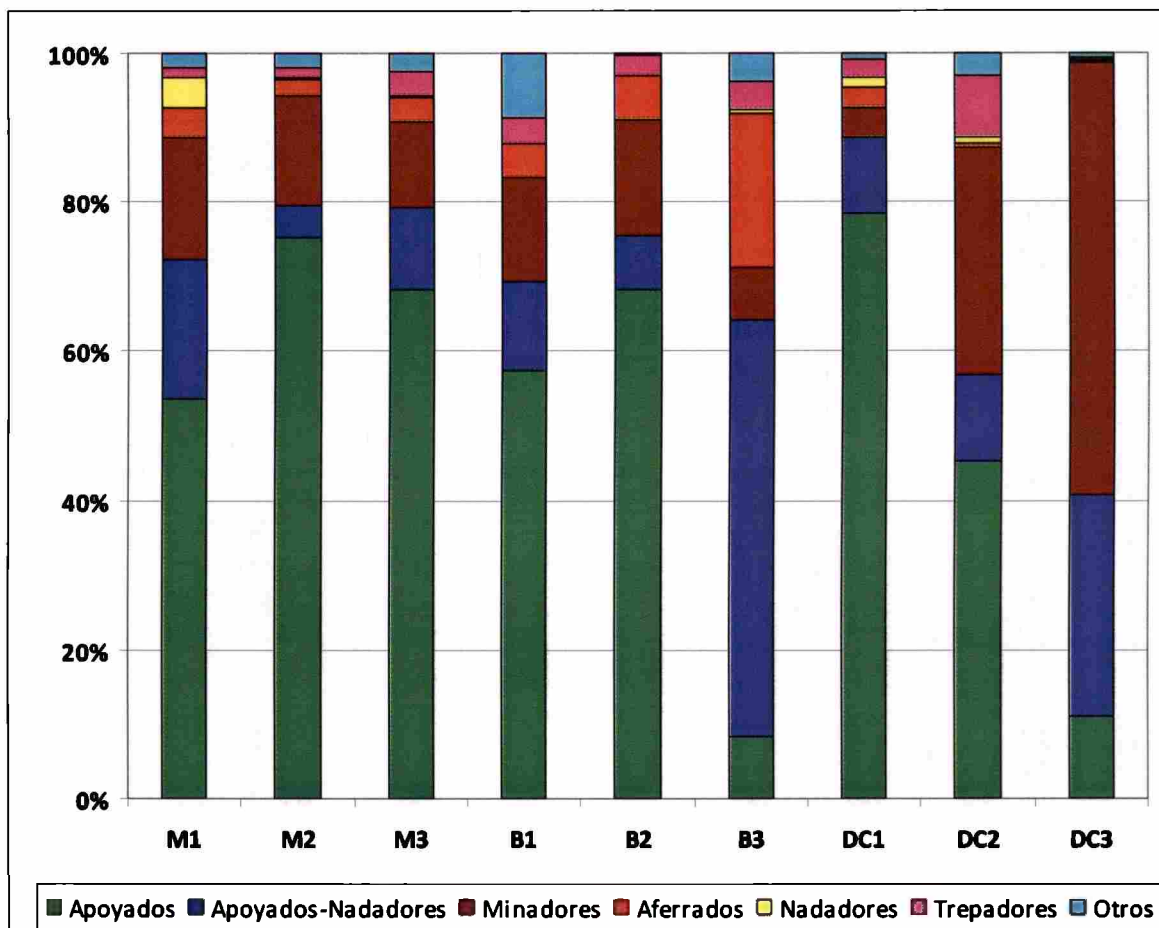


Figura 28: Modos de Vida presentes en los sitios de muestreo seleccionados en el presente estudio.

4.3 INTERACCIÓN HÁBITAT-BIOTA

Densidad total, número de taxa, riqueza, diversidad H' y equitabilidad

El análisis de las muestras de sedimento y de vegetación en cada sitio de muestreo, a partir de la densidad total mostró que el sedimento de los arroyos Martín y Baldovinos reunieron los mayores valores de densidad en este mesohábitat. El sitio B2 presentó la mayor abundancia de macroinvertebrados en la vegetación, siendo muy variable a lo largo del estudio. Las diferencias en densidad en sedimento y vegetación en el A° Don Carlos no fueron marcadas, especialmente en los sitios 2 y 3 donde el impacto antrópico es muy importante (Fig. 29).

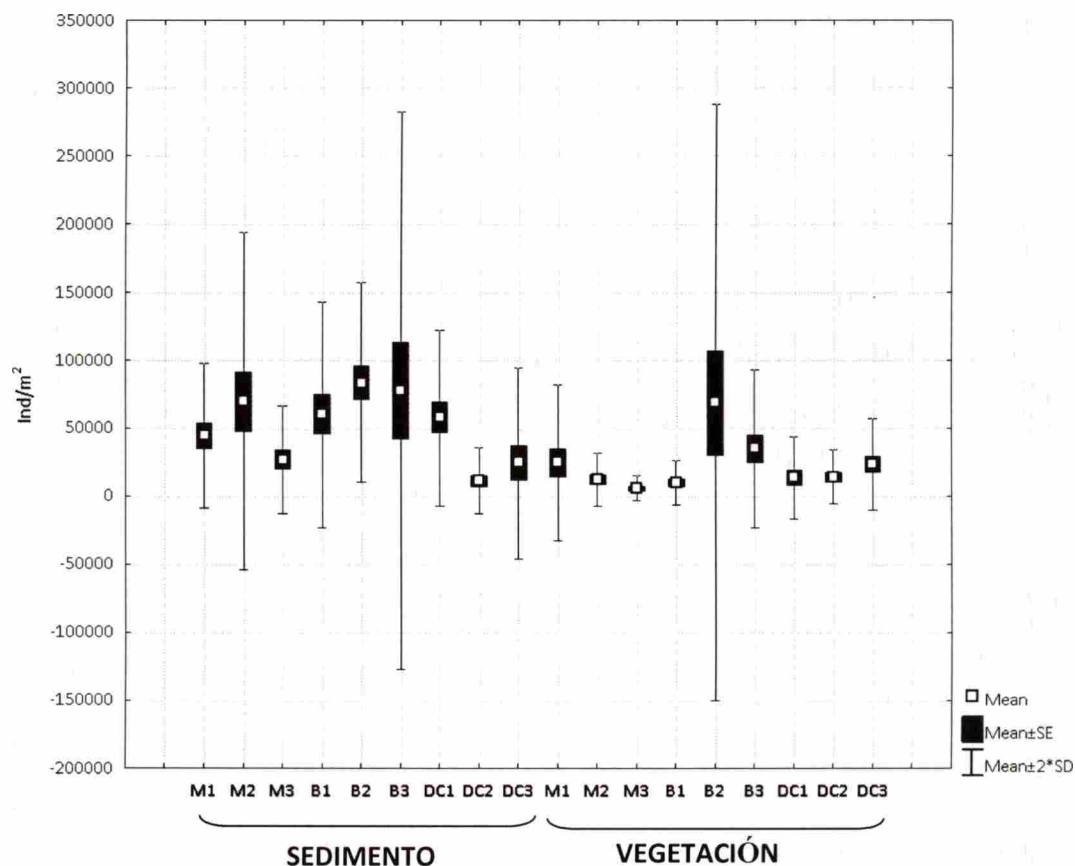


Figura 29: Promedio, error estándar y desviación estándar de la densidad total registrada en cada sitio de muestreo y en cada hábitat analizado (marzo 2005-febrero 2006) (n = 8).

El análisis de la varianza realizado a los valores de densidad total de macroinvertebrados en sedimento y vegetación indicó que existen diferencias muy significativas entre los

hábitats analizados. El test a posteriori determinó diferencias en densidad total entre los sitios B2 vs. DC2 y M3 (en sedimento) y entre B3 vs. DC2 (en vegetación). En relación a los mesohábitats se registraron diferencias significativas de la densidad de macroinvertebrados entre el sedimento ribera vs. la vegetación arraigada y emergente y entre el sedimento centro vs. la vegetación arraigada y emergente. Los valores de densidad total promedio fueron mayores en el sedimento que en la vegetación en cada sitio de muestreo. Sin embargo, como puede observarse en la figura 30, las abundancias fueron muy similares entre sedimento centro y ribera al igual que en el caso de la vegetación arraigada y emergente, por lo que no se registraron diferencias significativas entre estos mesohábitats.

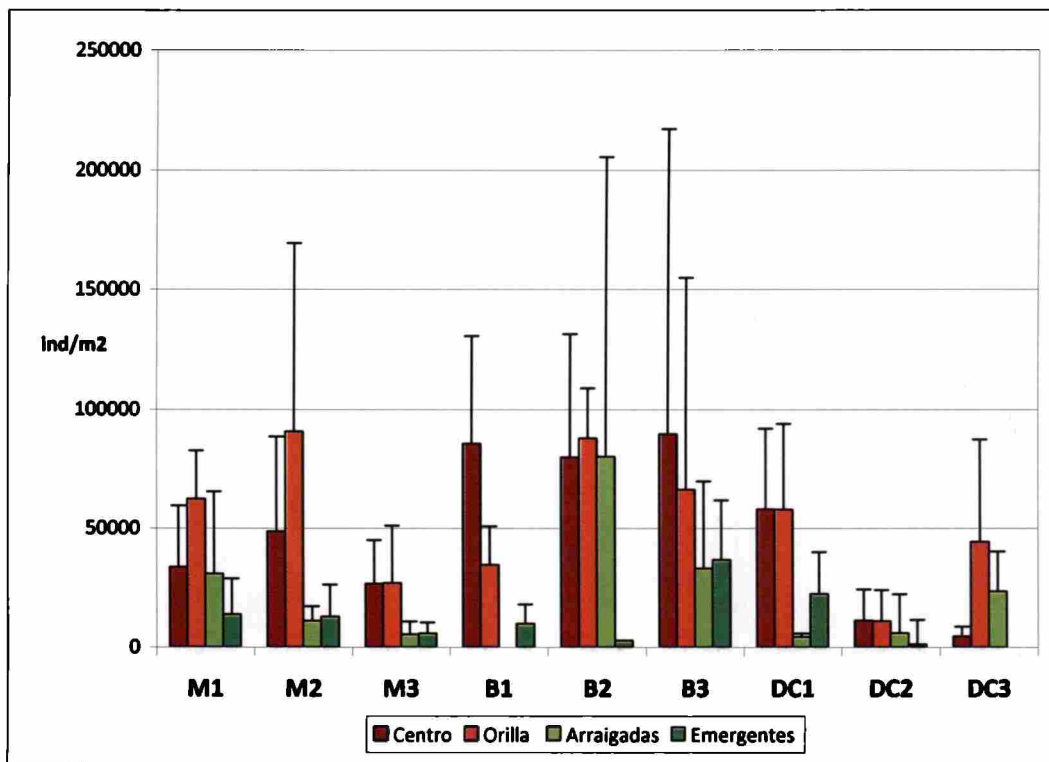


Fig. 30: Densidad promedio y desviación estándar de macroinvertebrados en cada hábitat analizado (marzo 2005-febrero 2006) (n= 4).

El número de taxa (N) fue siempre mayor en la vegetación que en el sedimento siendo estas diferencias significativas. Las diferencias más marcadas fueron registradas entre los

sitios M1 y M2 (mayor número de taxa) en comparación con los sitios M3, DC2 y DC3 tanto para sedimento como para vegetación (Fig.31).

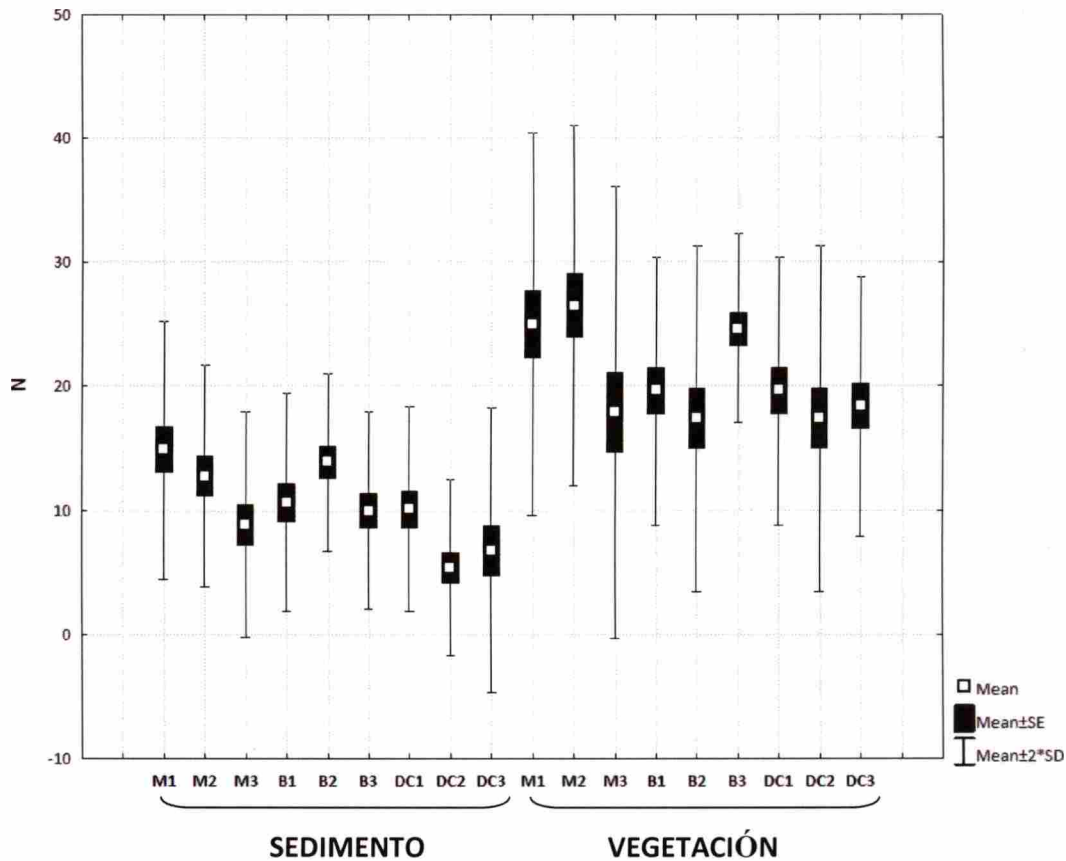


Figura 31: Promedio, error estándar y desviación estándar del número de taxa (N) registrado en cada sitio de muestreo y en cada hábitat analizado (marzo 2005-febrero 2006) (n= 8).

Como puede observarse en la figura 32, en general las plantas arraigadas presentaron los mayores valores de número de taxa promedio. Además se puede apreciar la disminución del número de taxa en los sitios DC2 y DC3, especialmente en el sedimento. Al igual que para la densidad, se registraron diferencias significativas entre los mesohábitats de sedimento vs. los de vegetación pero no entre sedimento de la ribera y del centro y entre arraigadas y emergentes. Contrariamente a lo que ocurre con la densidad, los mayores valores de número de taxa se registraron en la vegetación y especialmente en las plantas arraigadas.

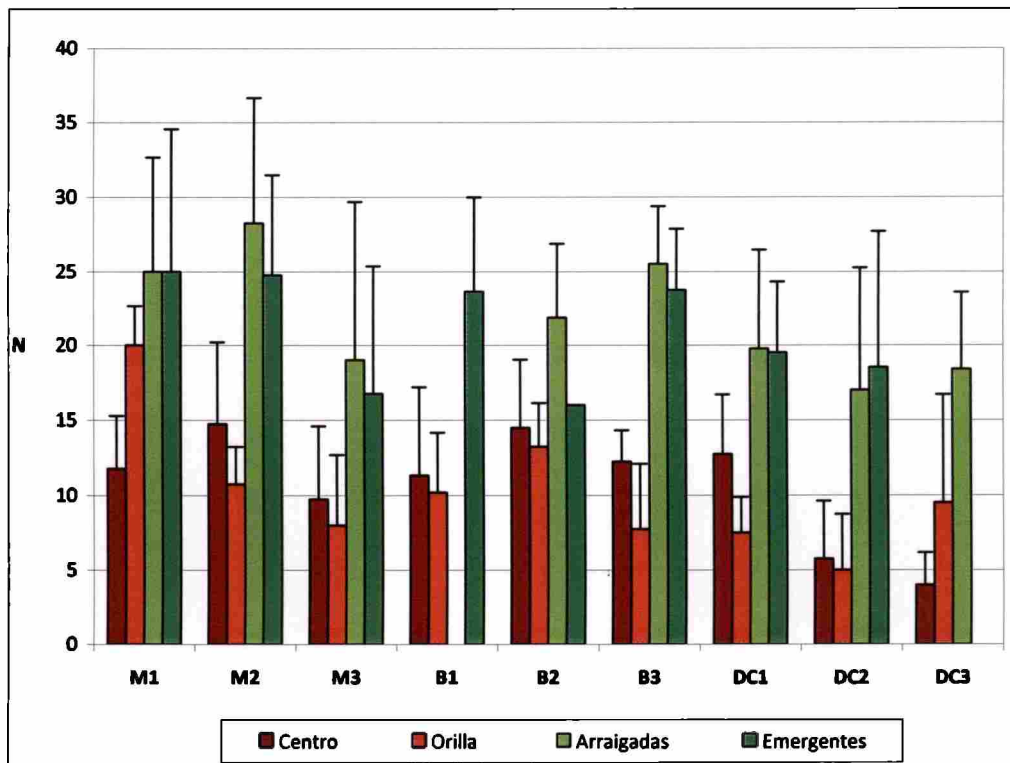


Fig. 32: Promedio y desviación estándar del número de taxa registrado en cada hábitat analizado (marzo 2005-febrero 2006) (n= 4).

La diversidad de Shannon (H') presentó diferencias muy significativas entre sitios y significativas entre hábitats sedimento y vegetación. Los sitios DC2 y DC3 se diferenciaron ampliamente del resto por su baja diversidad tanto en sedimento como en vegetación. En relación a los hábitats, los sitios M2 y B3 presentaron diferencias significativas entre la diversidad registrada en el sedimento y en la vegetación (Fig. 33).

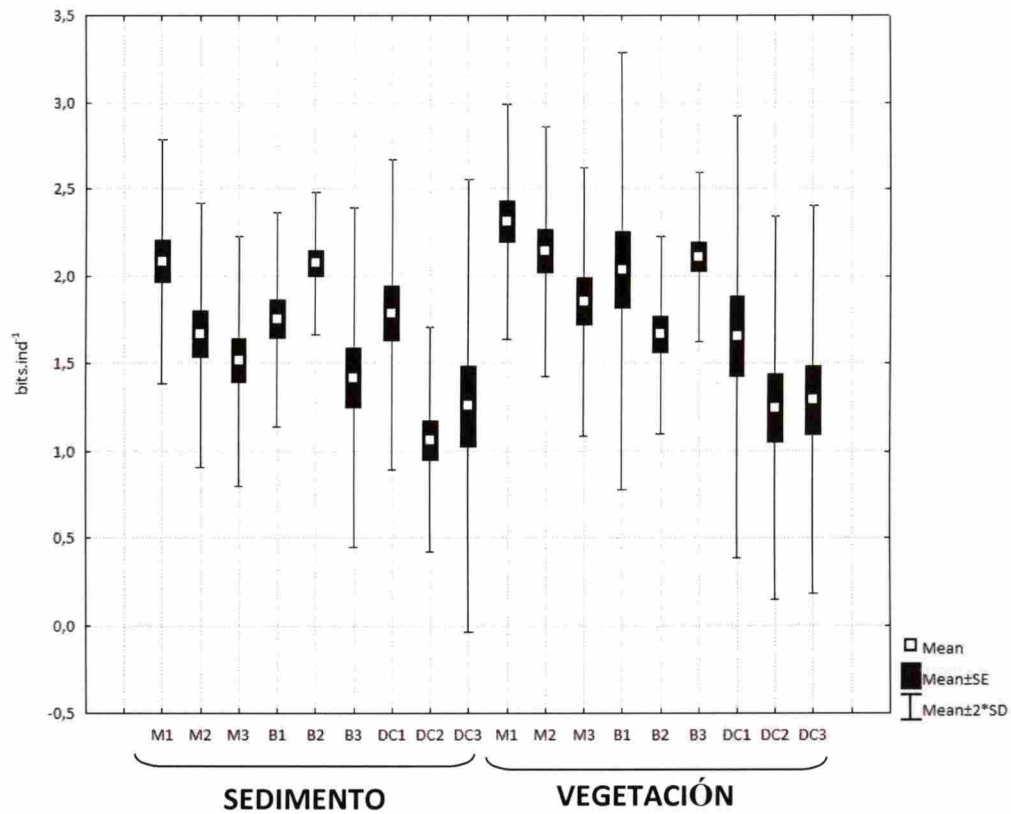


Figura 33: Promedio, error estándar y desviación estándar de la diversidad (H') registrada en cada sitio de muestreo y en cada hábitat analizado (marzo 2005-febrero 2006) ($n= 8$).

La equitabilidad presentó diferencias significativas entre el sedimento y la vegetación de los sitios B2, DC2 y DC3 (Fig. 34).

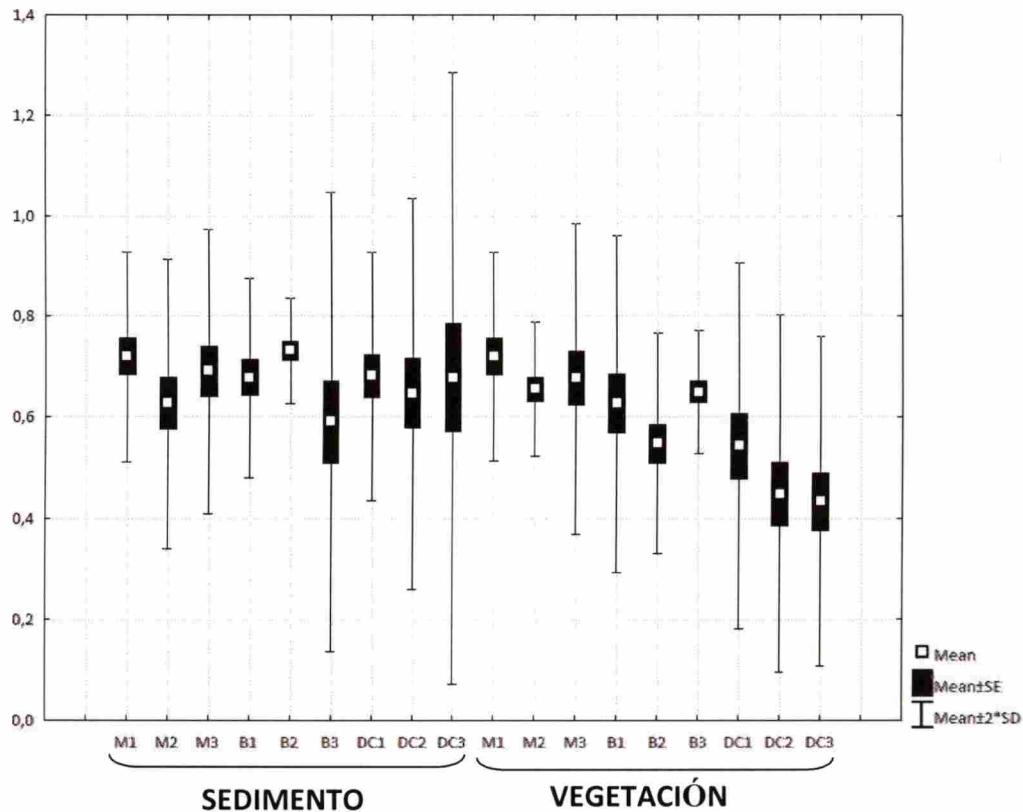


Figura 34: Promedio, error estándar y desviación estándar de la equitabilidad registrada en cada sitio de muestreo y en cada hábitat analizado (marzo 2005-febrero 2006) (n= 8).

Principales grupos taxonómicos

- **Nematodos y Oligoquetos**

En cuanto a los principales grupos taxonómicos analizados, los nematodos no presentaron diferencias significativas ni entre hábitats ni entre sitios de muestreo a pesar de su mayor abundancia en el sedimento.

Los oligoquetos Naidinae registraron diferencias significativas en la abundancia de hábitats sedimento y vegetación en los sitios M3 (gran proporción de individuos en el sedimento) y en DC3 (gran proporción de individuos en la vegetación).

Los Tubificinae presentaron diferencias muy significativas entre el sedimento y la vegetación de los tres sitios del A° Martín y los sitios B1, B2 y DC1.

Por último, los Pristininae, solo presentaron diferencias significativas entre el sedimento y la vegetación del sitio DC2 (Fig. 35).

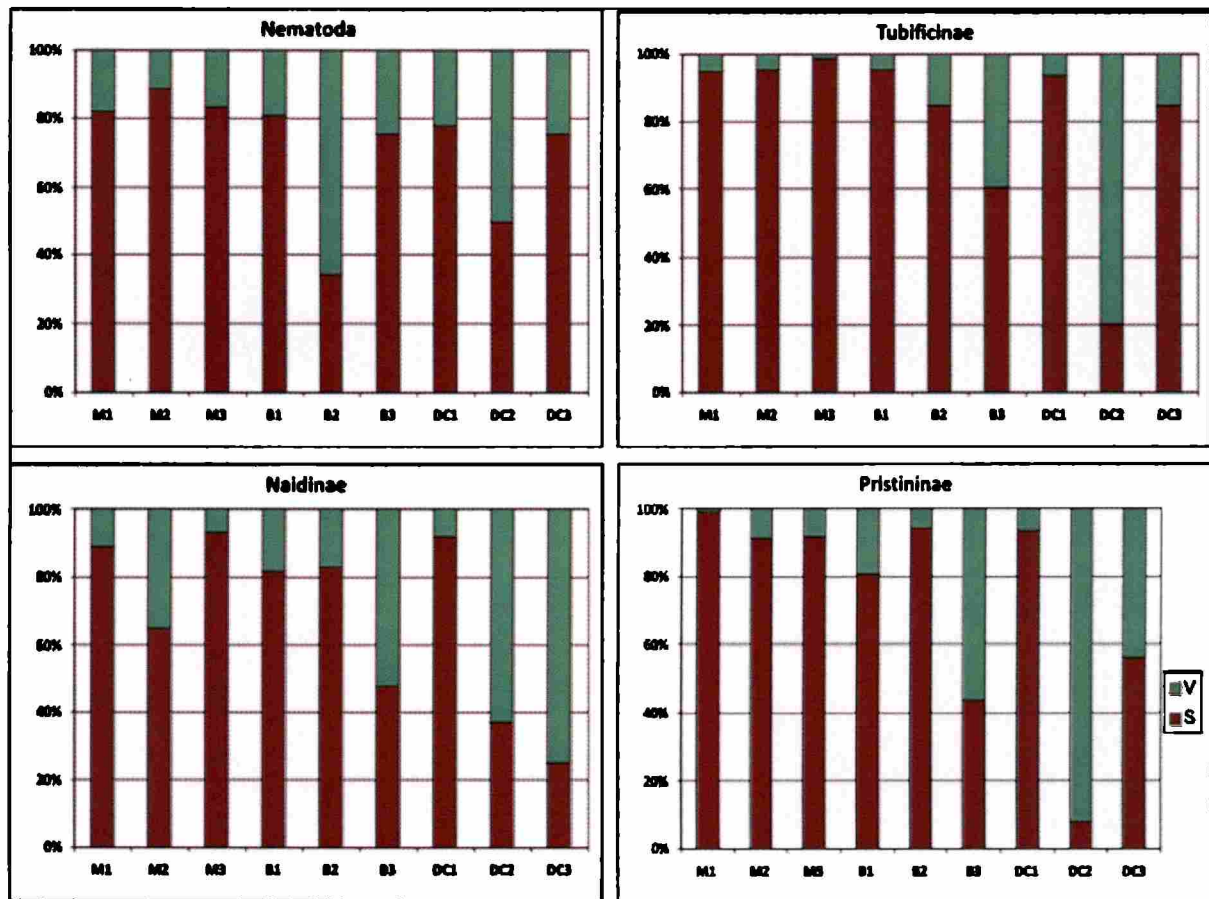


Figura 35: Proporción de nematodos y oligoquetos Tubificinae, Naidinae y Pristininae registrados en el sedimento y en la vegetación en los 9 sitios de muestreo.

- **Moluscos**

Los moluscos bivalvos registraron diferencias muy significativas tanto entre sitios como entre hábitats. Los sitios M3, B2, B3 y DC2 presentaron diferencias significativas por su baja abundancia en relación al resto de los puntos de muestreo. En los sitios M1, B1 y B2 se registraron diferencias significativas entre hábitats siendo el número de bivalvos mayor en sedimento que en la vegetación.

Los gastrópodos, presentaron diferencias muy significativas entre sitios, separándose especialmente los sitios DC2 y DC3 del resto por la baja abundancia. En relación a los hábitats se registraron diferencias significativas en los sitios M2 (gran proporción de organismos ubicados en el sedimento) y DC2 (gran proporción de organismos en la vegetación). La poca representatividad de los gastrópodos en los sitios DC2 y DC3,

provocó la separación de estos sitios en comparación con el resto tanto en sedimento (DC3) como en vegetación (DC2 y DC3) (Fig. 36).

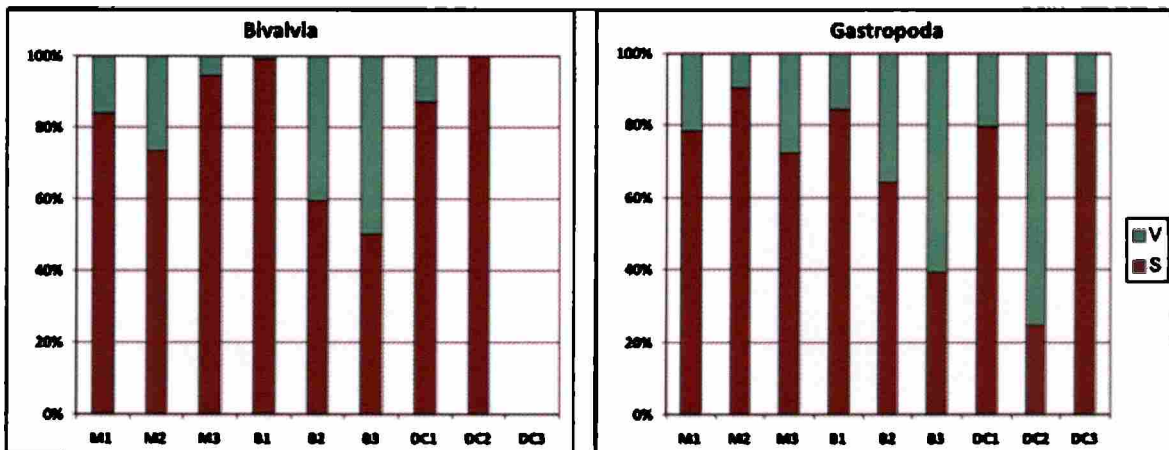


Figura 36: Proporción de moluscos bivalvos (a) y gastrópodos (b) en el sedimento y en la vegetación en los 9 sitios de muestreo.

- **Crustáceos y Coleópteros**

Los crustáceos se destacaron en número en los sitios M1, M2 y B3 y solo presentaron diferencias muy significativas entre sitios (DC3 vs. B1, B2, B3, M1 y DC1; DC2 vs. B3 y M1; B3 y M3). Los coleópteros se encontraron en alta densidad en el sitio B3 y solo mostraron diferencias significativas entre los hábitats sedimento y vegetación (Fig. 37).

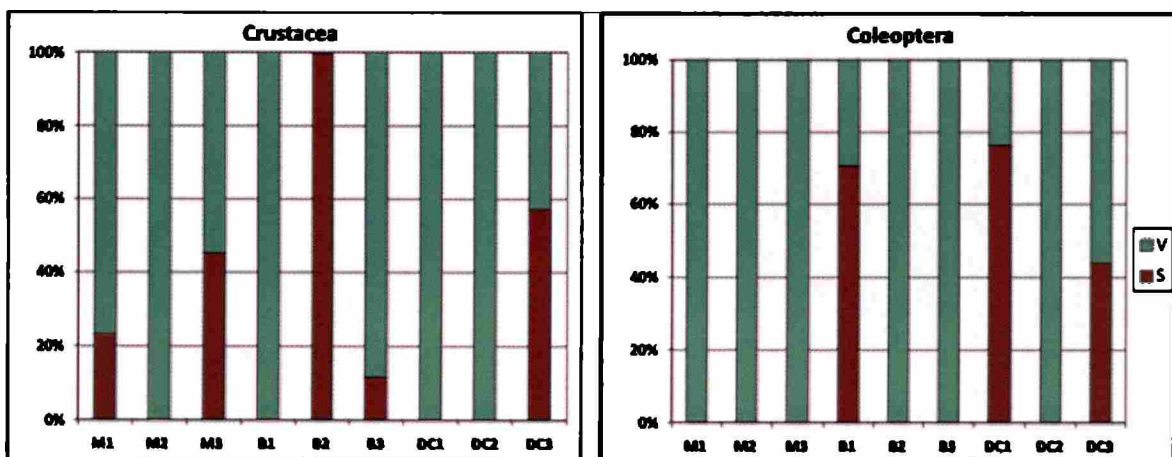


Figura 37: Proporción de crustáceos (a) y coleópteros (b) en el sedimento y en la vegetación en los 9 sitios de muestreo.

- **Odonatos y Efemerópteros**

Los odonatos fueron dominantes en el mesohábitat vegetación. Presentaron diferencias muy significativas entre sitios y hábitats, diferenciándose los sitios M1 y B2 del resto por su mayor abundancia. Las diferencias entre sedimento y vegetación se dieron para los sitios de muestreo del A° Martín y los sitios B1 y B2. En sedimento el sitio M1 se diferenció del resto y en vegetación los sitios B2 y M1 presentaron la mayor abundancia de odonatos.

Los efemerópteros se registraron en el Arroyo Martín y en el sitio B2. Al igual que los odonatos, presentaron diferencias muy significativas entre sitios y hábitats. Los individuos se colectaron principalmente en la vegetación (Fig. 38).

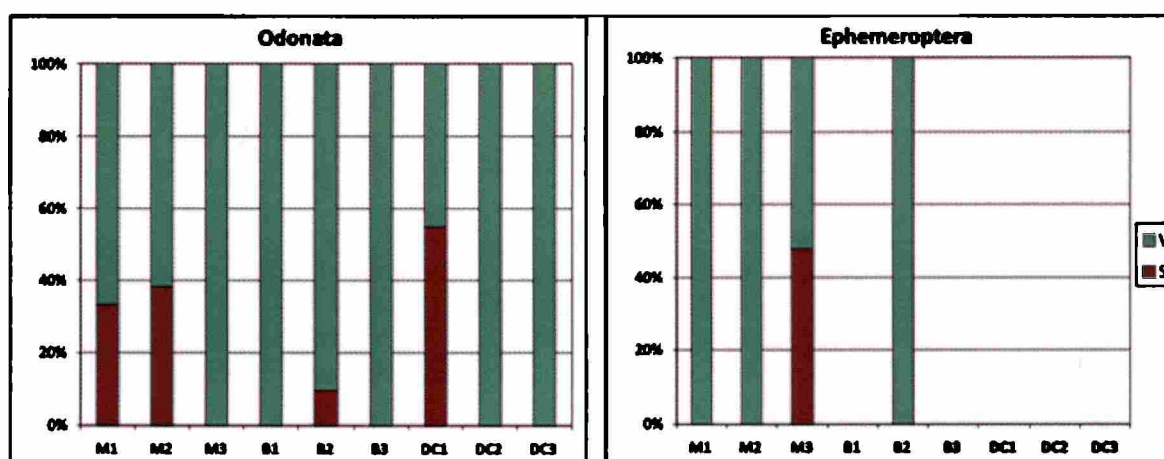


Figura 38: Proporción de odonatos (a) y efemerópteros (b) en el sedimento y en la vegetación en los 9 sitios de muestreo.

- **Dípteros**

Los dípteros fueron muy abundantes en el sitio M2 observándose diferencias significativas entre este sitio y DC1 y B3, que fueron los que presentaron las menores densidades. En relación al hábitat las diferencias de abundancia entre sedimento y vegetación fueron significativas en los sitios B1, DC2 y DC3. Los Chironomidae no presentaron diferencias entre mesohábitats (Fig. 39).

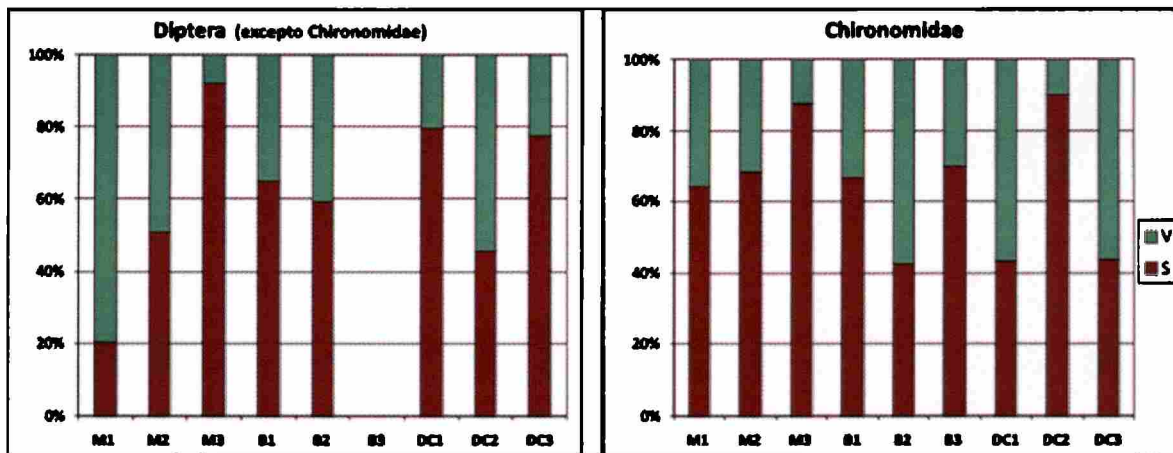


Figura 39: Proporción de dípteros Chironominae (a) y no Chironominae (b) en el sedimento y en la vegetación en los 9 sitios de muestreo.

Como puede observarse en las figuras antes presentadas, en relación a los principales grupos de macroinvertebrados hallados en los hábitats sedimento y vegetación, podemos decir que en general los organismos vermiformes como nematodos y oligoquetos, los moluscos y los dípteros tienen preferencia por el hábitat sedimento. Sin embargo, la proporción de los grupos en los mesohábitats sedimento y vegetación varía según las características fisicoquímicas del agua y la calidad del hábitat. Es así que cuando el sedimento presenta algún tipo de disturbio que afecta la presencia de los organismos, aquellos que pueden migrar y protegerse en la vegetación, sobreviven. Un claro ejemplo de esto se da en el caso de los sitios B3 y DC2 para los oligoquetos, gastrópodos y bivalvos. Los crustáceos, coleópteros, efemerópteros y odonatos tienen una clara preferencia por el mesohábitat vegetación.

Organismos sensibles y tolerantes

La Figura 40 (a y b) nos muestra la distribución de los diferentes tipos de organismos en relación a su sensibilidad, en los hábitats sedimento y vegetación. Podemos observar que los pocos organismos sensibles registrados (representados principalmente por odonatos libelúlidos y efemerópteros) se ubicaron principalmente en la vegetación del sitio M1. Los organismos moderadamente sensibles (representados principalmente por moluscos y coleópteros) se registraron con mayor abundancia en relación al resto en el arroyo Martín y fueron más importantes en número en la vegetación que en el sedimento. Los organismos tolerantes (representados principalmente por nematodos, oligoquetos y

dípteros) dominan en general en los tres arroyos tanto en vegetación como en sedimento aunque son más importantes en número en los sitios DC2 y DC3 y en el sitio B2.

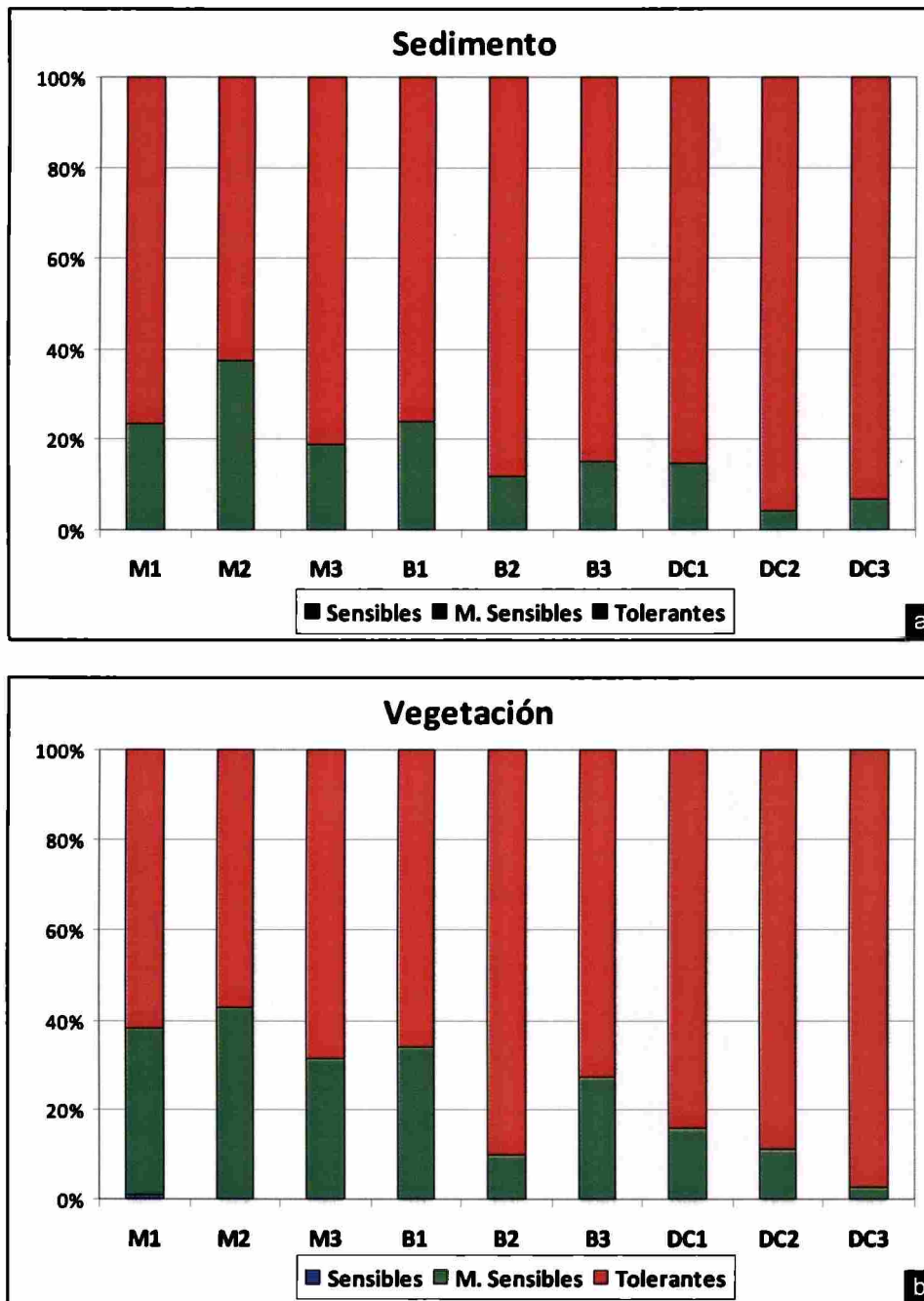


Fig. 40: Organismos sensibles, medianamente tolerantes y tolerantes colectados en el sedimento (a) y la vegetación (b) durante el período de estudio.

El análisis de la varianza realizado determinó que no existieron diferencias significativas de densidad de organismos sensibles entre sitio y hábitats (Tabla 13).

Tabla 13: Resultados del ANOVA de dos vías en relación a la sensibilidad de los organismos registrados en cada sitio de muestreo.

	SITIO	HABITAT
	<i>p</i>	<i>p</i>
SENSIBLES	0,736	0,054
M. SENSIBLES	<0,001	0,002
TOLERANTES	0,019	<0,001

En cuanto a los organismos medianamente sensibles, se registraron diferencias muy significativas entre sitios y estas se debieron principalmente a los sitios DC2 y DC3 (menor densidad) con respecto al resto de los sitios. En el caso de los hábitats las diferencias fueron significativas aunque el análisis no determinó entre qué sitios se produjeron.

En relación a los organismos tolerantes, se registraron diferencias significativas entre el sitio B2 (mayor densidad) y los sitios M3 y B1 y muy significativas entre hábitats.

Grupos Funcionales Alimentarios (GFA)

El análisis de la distribución de los diferentes grupos alimentarios nos muestra que, en el caso del sedimento, las mayores diferencias entre los distintos sitios de muestreo en la proporción de GFA se da en los sitios B1 (aumento de organismos colectores/recolectores); B2 (ausencia de colectores/filtradores); DC2 (importante aumento de la abundancia de succionadores y ausencia de predadores, colectores filtradores y detritívoros) y DC3 (gran aumento de los colectores/recolectores y ausencia de predadores y colectores/filtradores) (Fig. 41a).

En el caso de la vegetación las diferencias fueron más notables para los sitios B3 (disminución de los succionadores, aumento de los raspadores-colectores/recolectores y ausencia de detritívoros; DC1 (gran aumento de succionadores); DC2 (disminución de predadores, colectores/filtradores y detritívoros) y DC3 (disminución de predadores, gran aumento de colectores/recolectores y disminución de raspadores, colectores/filtradores y detritívoros) (Fig. 41b).

Es importante aclarar que dada las mejores condiciones en el ambiente del arroyo Martín las proporciones de las distintas categorías funcionales (GFA y modos de vida) en este arroyo se consideraron como la situación menos perturbada para las comparaciones con los restantes arroyos.

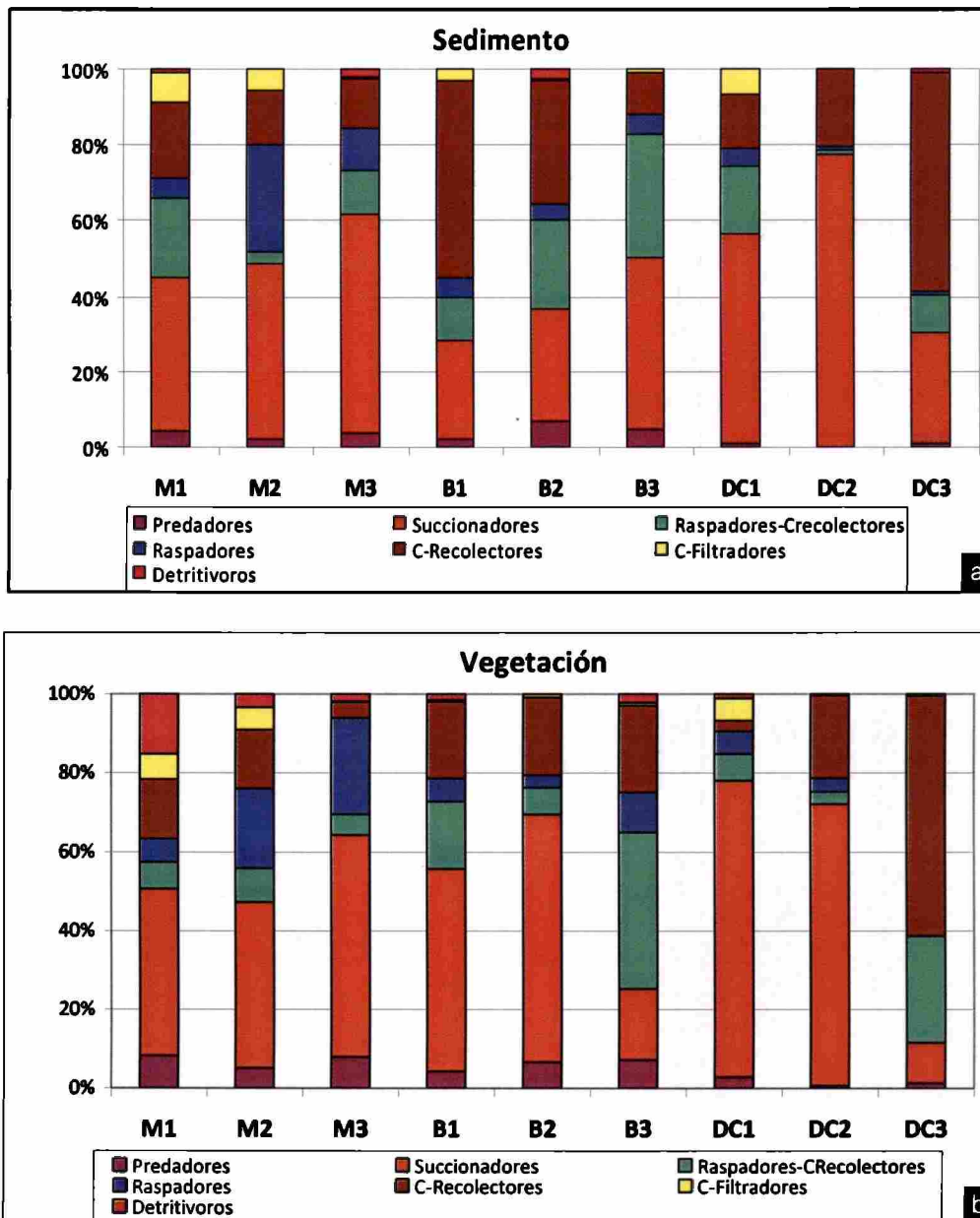


Fig. 41: Grupos funcionales alimentarios registrados en el sedimento (a) y la vegetación (b) de los diferentes sitios de muestreo (marzo 2005-febrero 2006).

El ANOVA de dos vías realizado con los datos obtenidos del análisis de grupos funcionales alimentarios demostró que existen diferencias muy significativas entre sitios y determinadas categorías como por ejemplo: predadores, raspadores-colectores recolectores, raspadores, colectores-recolectores y filtradores. En cuanto a la diferencia entre hábitats, estas fueron significativas para los grupos succionadores, raspadores-colectoresrecolectores, colectores-recolectores, colectores-filtradores y detritívoros (Tabla 14).

Tabla 14: Resultados ANOVA dos vías entre grupos funcionales alimentarios.

	SITIO	HABITAT
	<i>p</i>	<i>p</i>
PREDADORES	<0,001	0,066
SUCCIONADORES	0,123	0,007
RASPADORES-CR	<0,001	0,004
RASPADORES	<0,001	0,433
COLECT-RECOL	0,001	0,003
COLECT-FILTRAD	<0,001	0,016
DETRITIVOROS	0,055	0,01

Los predadores registraron las mayores diferencias entre los sitios DC2 y DC3 (donde la densidad fue muy baja) y el resto de los sitios de muestreo. Las diferencias entre hábitats se dieron coincidentemente entre los sitios DC2 y DC3. Estos sitios fueron los más disímiles especialmente en relación al sedimento lo que determinó diferencias significativas con el resto de los sitios.

Los succionadores solo registraron diferencias entre hábitats aunque el análisis estadístico no pudo determinar en qué sitios se dieron estas diferencias.

Los raspadores-colectores recolectores presentaron diferencias entre los sitios DC2 (muy baja densidad) y el resto y en cuanto al hábitat, los sitios M1 y M3 fueron los que se destacaron en sus diferencias entre sedimento y vegetación. En el sedimento se diferenció el sitio DC2 del resto y en la vegetación el sitio M3 se diferenció de los sitios B2 y DC3 donde la densidad de estos organismos fue mayor.

Los raspadores mostraron diferencias significativas muy significativas entre sitios. Se diferenciaron los sitios DC2 y DC3 del resto por su baja densidad.

Los colectores-recolectores presentaron diferencias entre sitios y entre hábitats. Entre sitios las diferencias se presentaron entre B2 (mayor densidad) vs. M3 y B3 y entre el sitio DC3 (mayor densidad) vs. M3. Las diferencias en sedimento se dieron entre B2 (mayor densidad) y B3 y en el caso de la vegetación entre M3 (menor densidad) y los sitios DC3 y B2.

Los colectores filtradores presentaron diferencias muy significativas entre los sitios DC2, DC3 y M3 (menor densidad) en comparación con los sitios M1, M2 y DC1 (mayor densidad). Las diferencias fueron significativas entre hábitats aunque el análisis no pudo diferenciar entre qué sitios se produjeron.

Por último, los detritívoros solo presentaron diferencias entre hábitats sedimento y vegetación aunque el análisis no diferenció en qué sitios se presentaron estas diferencias.

Modos de Vida

En relación a los modos de vida de los macroinvertebrados, podemos observar que para el sedimento las mayores diferencias entre sitios se observan en los puntos B1 y B2 (aumento de minadores en detrimento de los apoyados); B3 (disminución de trepadores y aumento de apoyados nadadores y otros); DC2 (disminución de aferrados) y DC3 (aumento de minadores en detrimento de apoyados y disminución de aferrados y trepadores) (Fig. 42).

En la vegetación, la gran proporción de apoyados nadadores en los sitio M3 y B3 se relaciona con la mayor profundidad y ancho, ambientes más propicio para el desarrollo de estos modos de vida. Además de este grupo, en el sitio B3 se destacaron los minadores.

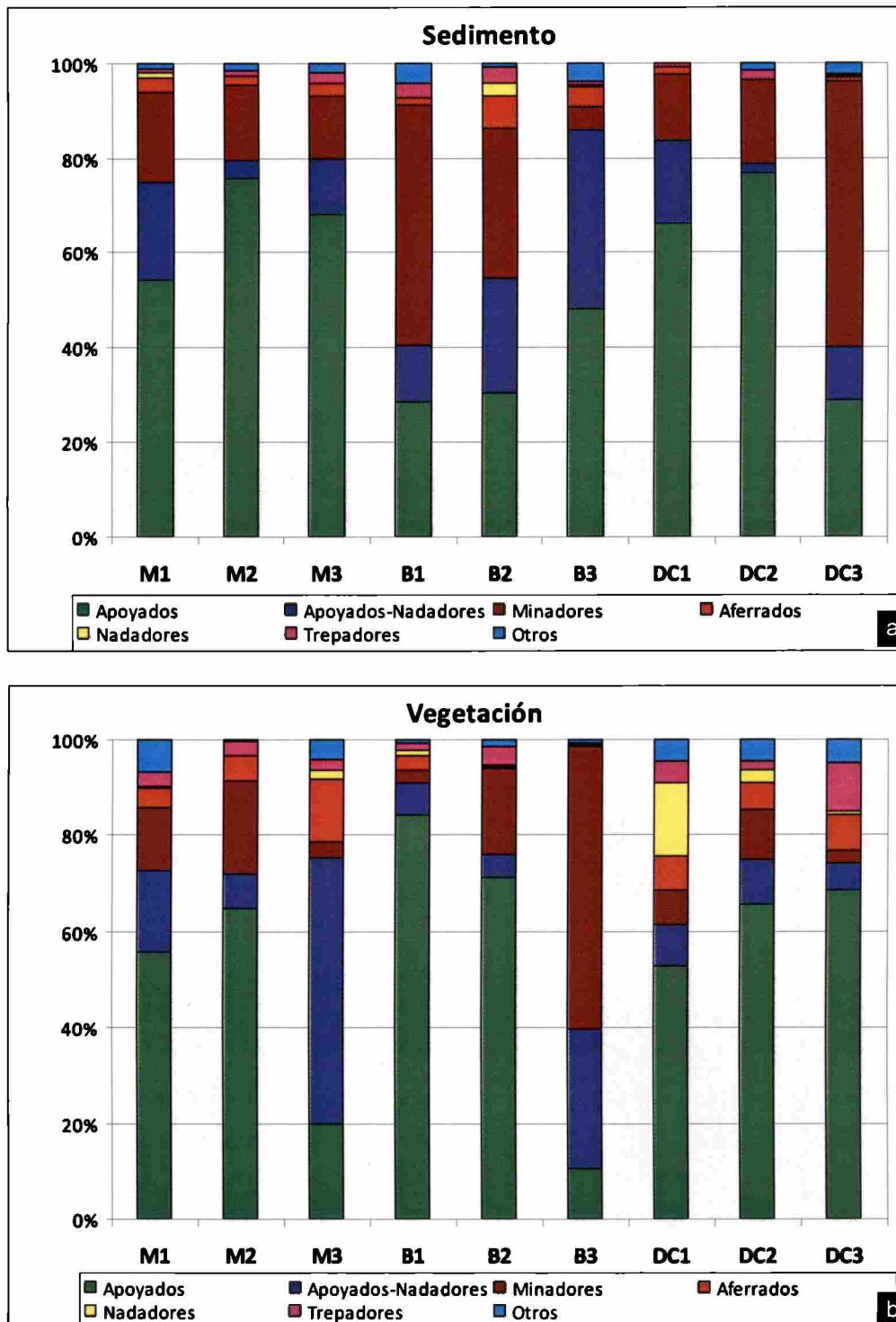


Fig. 42: Modos de vida registrados en el sedimento (a) y la vegetación (b) de los diferentes sitios de muestreo.

A partir del ANOVA realizado, se pudo comprobar que existieron diferencias significativas entre sitios para los modos de vida: apoyados, apoyados-nadadores, minadores, aferrados y nadadores (Tabla 15).

Tabla 15: Resultados ANOVA dos vías de los principales modos de vida registrados.

	SITIO	HABITAT
	<i>p</i>	<i>p</i>
APOYADOS	0,049	0,002
APOY-NADAD	<0,001	0,003
MINADORES	<0,001	0,001
AFERRADOS	<0,001	0,631
NADADORES	0,031	<0,001
TREPADORES	0,274	0,136
OTROS	0,181	0,047

Los organismos que viven apoyados presentaron diferencias significativas entre los hábitats sedimento y vegetación aunque el análisis no diferenció en qué sitios se presentaron estas diferencias.

Los apoyados-nadadores presentaron diferencias entre los sitios DC2 (menor densidad) y el resto y entre los sitios B2 (mayor densidad) y M3 (menor densidad). En cuanto al hábitat, las diferencias se registraron en los sitios M1, M3, DC1 y DC2. Dentro del hábitat sedimento, el sitio DC2 (menor densidad) se diferenció del resto y dentro del hábitat vegetación se registraron diferencias entre M3 (menor densidad) y los sitios B2 y DC3 (mayor densidad).

Los organismos minadores presentaron diferencias muy significativas entre los sitios B2 y DC3 (mayor densidad) y los sitios B3, M3 y B1. Las diferencias fueron muy significativas entre sedimento y vegetación aunque el análisis no permitió diferenciar entre qué sitios ocurrieron tales diferencias.

Los aferrados también presentaron diferencias significativas en los sitios DC2 y DC3 (menor densidad) con respecto al resto de los sitios de muestreo. Además el sitio B1, con menor densidad, se diferenció del sitio B2.

Los nadadores presentaron diferencias entre los sitios M1 (mayor densidad) y B1, además de las diferencias de hábitat. En relación al hábitat, el ANOVA no permitió diferencias en que sitios se presentaron las diferencias entre sedimento y vegetación, el análisis solo indica que existen diferencias muy significativas.

Los trepadores no presentaron diferencias significativas ni entre sitios ni entre hábitats. El resto de los organismos, reunidos en la categoría “Otros” solo presentaron diferencias entre hábitats.

Ensamblajes de macroinvertebrados en los diferentes mesohábitats

Como puede observarse en la figura 43, el gráfico generado del análisis realizado por el TWINSPLAN presentó diferentes agrupaciones de los sitios de muestreo. Primeramente se generaron dos grupos a partir de la primera subdivisión de muestras: el primer grupo reunió las muestras de los sitios M1, M2, M3, B1, B2, B3 y DC1 (A y B); el segundo grupo reunió principalmente las de los sitios DC2 y DC3 (C). Dentro del primer grupo se separaron las muestras de los sitios del A° Martín de las del A° Baldovinos. Las muestras del sitio DC1 se presentaron principalmente asociadas a este segundo grupo. Estas asociaciones se debieron principalmente a las características fisicoquímicas y del hábitat físico de los tres arroyos estudiados. Las diferencias se reflejaron en la fauna de macroinvertebrados en cada sitio y por ende, en los agrupamientos de los taxa realizado posteriormente.

Si analizamos agrupaciones menores, podemos decir que solo el A° Martín presentó diferencias entre las muestras del sedimento y la vegetación aunque estas diferencias no pudieron separar muestras de sedimento centro y ribera ni muestras de vegetación emergente y arraigada.

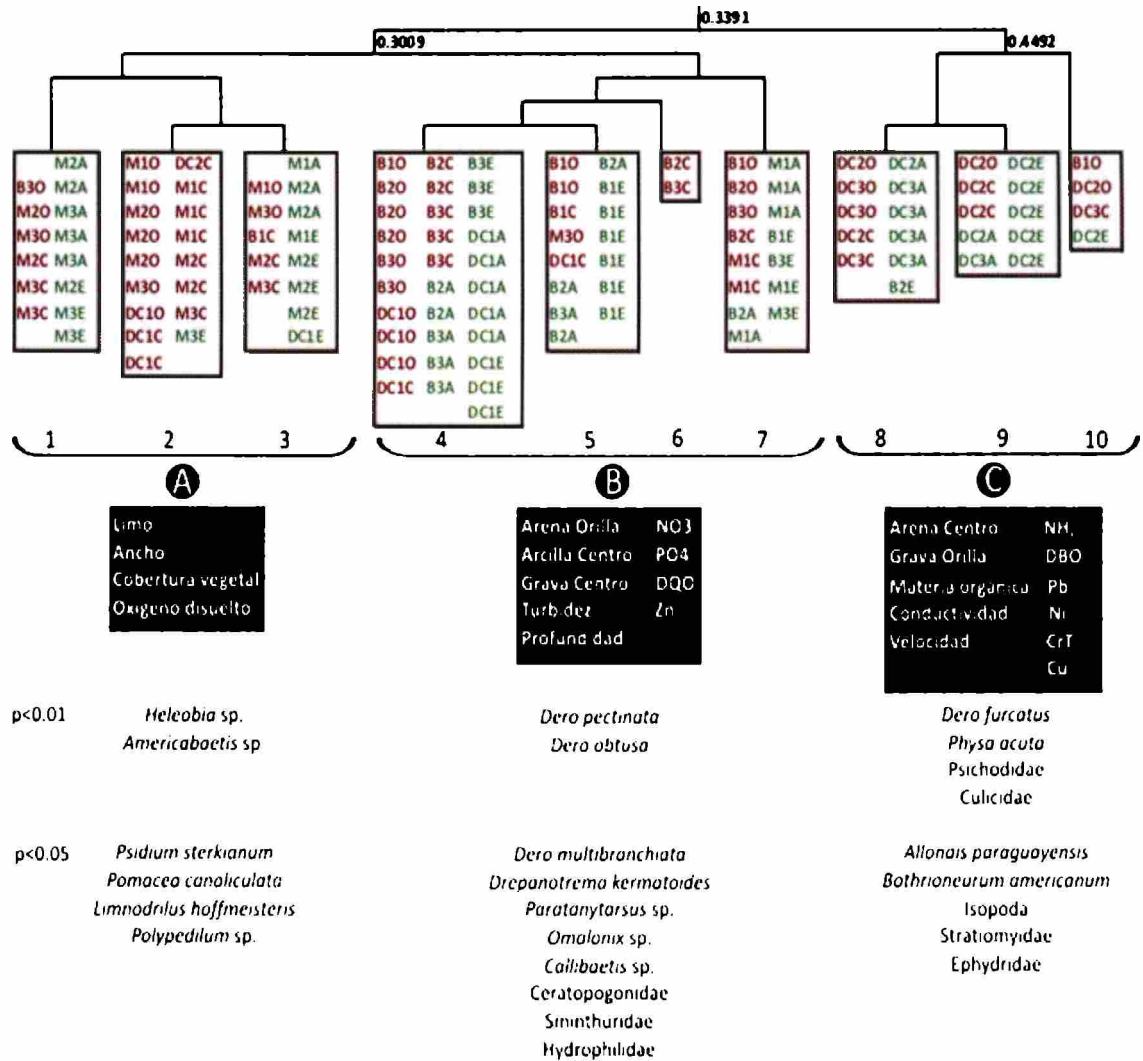


Fig. 43: Análisis de las muestras de sedimento y vegetación de los 9 sitios de muestreo, agrupamientos generados por el método TWINSpan, relaciones con variables y especies indicadoras de cada grupo.

A partir de la relación de las agrupaciones generadas por el TWINSpan y las variables fisicoquímicas y del hábitat pudimos observar que las mejores condiciones de calidad ecológica se registraron para los sitios del arroyo Martín y algunas muestras tomadas en el sitio DC1. Este grupo estuvo caracterizado por poseer los mayores valores de limos, tanto en la ribera como en el centro, mayores valores de oxígeno disuelto, cobertura vegetal y ancho. Entre las especies indicadoras de sitios con mejor calidad ecológica se pueden mencionar a *Helebia spp.* y *Americabaetis sp.* (p < 0.001) seguidas por *Pomacea canaliculata*, *Pisidium sterkianum*, *Polypedium sp.* y *Limnodrilus hoffmeisteri* (p < 0.05). En relación a los hábitats principales, sedimento y vegetación, no se registraron en el análisis asociaciones exclusivas de las muestras de estos dos hábitats. Sin embargo, en el

caso del grupo A, con mayoría de muestras del arroyo Martín, pudo diferenciarse un subgrupo que reunió las muestras de sedimento tanto de este arroyo como del sitio DC1. En el caso del grupo B, con mayoría de sitios pertenecientes al arroyo Baldovinos y algunas muestras del sitio DC1, el aumento de la concentración de nutrientes, de la DQO, la mayor proporción de sustrato grueso, turbidez y profundidad, sumado a la mayor concentración de Zn en agua y sedimento, determina una condición ecológica intermedia donde las especies *Dero pectinata* y *Dero obtusa* resultan ser las especies indicadoras ($p < 0.01$). Esta agrupación también está caracterizada por los taxa *Dero multibranchiata*, *Drepanotrema kermatoides*, *Paratanytarsus* sp., *Omalonix* sp., *Callibaetis* sp., Ceratopogonidae, Sminthuridae e Hydrophilidae ($p < 0.05$).

Por último, el deterioro de las condiciones en la calidad del agua y del hábitat, determinan el grupo C caracterizado por los mayores valores de conductividad, NH_4 , DBO_5 , velocidad de corriente, arena en el centro del cauce y grava en las riberas, materia orgánica y una alta y variada concentración de metales pesados tanto en agua como en sedimento. Las especies indicadoras de este estado fueron *Dero furcatus*, *Physa acuta* y las familias de dípteros Psychodidae y Culicidae ($p < 0.01$). Además fueron importantes los taxa *Allonais paraguayensis*, *Bothrioneurum americanum*, Isopoda, Stratiomidae y Ephydriidae ($p < 0.05$).

Análisis de Correspondencia Canónica entre los principales grupos funcionales, las variables fisicoquímicas y el índice del hábitat

Los resultados obtenidos del ACC nos permiten definir un conjunto de elementos indicadores de buena calidad ecológica compuesto por los mayores valores del índice del hábitat, las especies sensibles, los colectores filtradores, los raspadores y apoyados y los organismos tolerantes. Estas características estuvieron asociadas al A° Martín y al sitio DC1.

Una situación intermedia se presenta en la agrupación de los organismos nadadores, aferrados, apoyados nadadores, raspadores colectores recolectores, predadores y muy tolerantes, asociados a los mayores valores de PO_4^{3-} y a los sitios B2 y B3.

Por último, los sitios DC2 y DC3 estuvieron definidos por los mayores valores de NH_4 y DBO_5 y los organismos minadores y colectores recolectores.

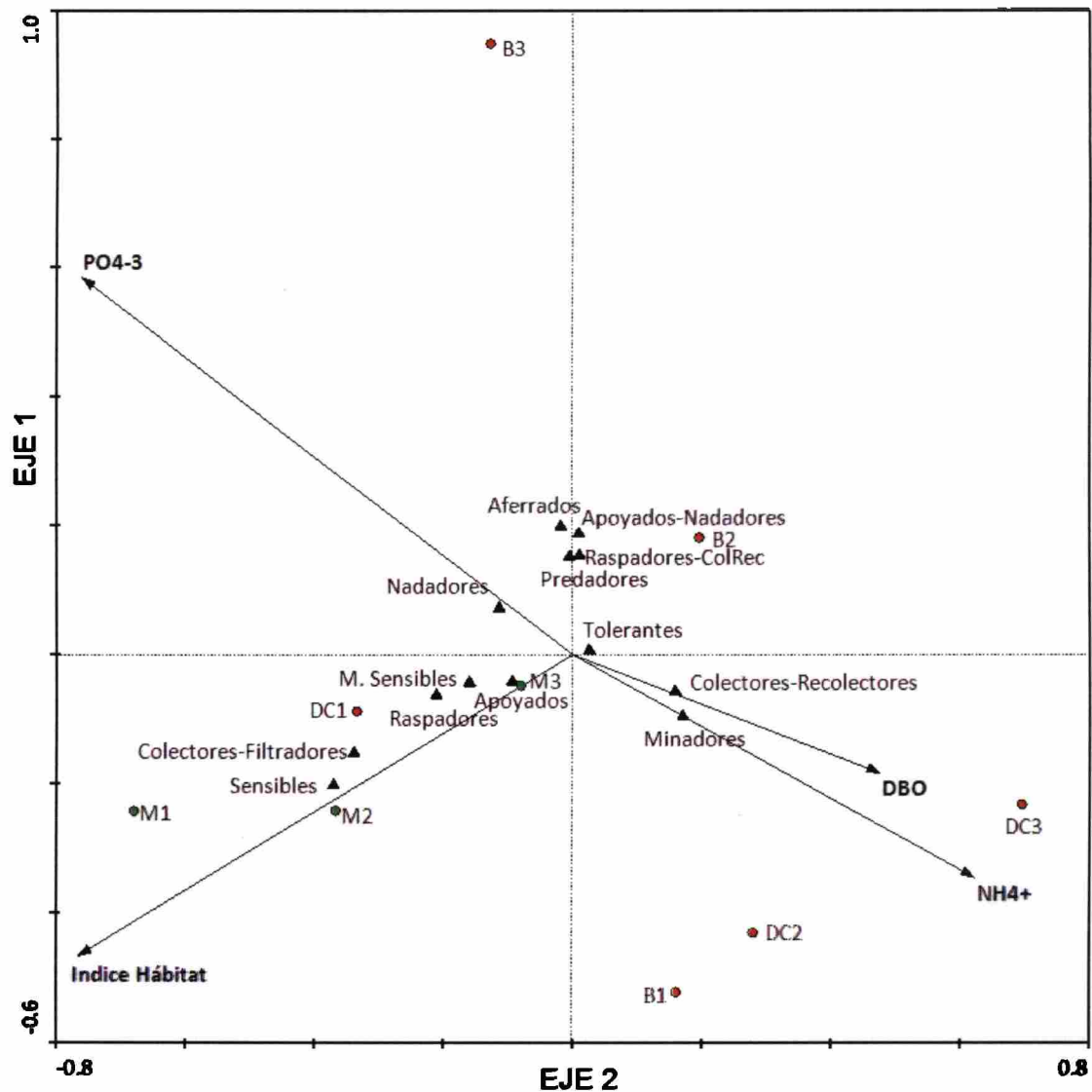


Fig. 44: Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) entre los grupos funcionales, las principales variables ambientales y el índice de hábitat.

Tabla 16: Resumen de los resultados obtenidos del ACC.

**** Resumen ****					
Ejes	1	2	3	4	Total inercia
Autovalores:	0.085	0.050	0.004	0.002	0.275
Correlaciones especies-ambiente:	0.850	0.844	0.400	0.348	
Porcentaje de la varianza acumulada					
para datos de especies:	30.8	48.8	50.4	51.1	
para la relación especies-ambiente:	60.2	95.5	98.5	100.0	
**** Resumen Test de Monte Carlo ****					
Test de significación para el primer eje canónico: autovalor =	0.085				
F-ratio =	5.783				
P-value =	0.0100				
Test de significación para todos los ejes canónicos: Trace =	0.141				
F-ratio =	3.400				
P-value =	0.0020				

DISCUSIÓN



5. DISCUSIÓN

Durante el presente trabajo de tesis se evaluó el estado ecológico de diferentes arroyos urbanos a partir de tres enfoques principales: primero se diferenciaron los sitios de muestreo según diferentes *parámetros fisicoquímicos* para evaluar la calidad del agua, luego se estudió su *estado físico* a partir de las características del tramo y los mesohábitats y a continuación se valoró la *biota*.

Calidad del agua

La relación entre los macroinvertebrados y las características fisicoquímicas y del hábitat nos permitió contribuir a la determinación del estado ecológico de los sistemas lóticos estudiados.

En relación a la calidad del agua, el análisis de los sitios de muestreo en base a los datos fisicoquímicos diferenció dos grupos principales, el primero conformado por los sitios del A° Martín y las cabeceras de los arroyos Baldovinos y Don Carlos. Este grupo estuvo asociado a mejores condiciones en la calidad del agua que se reflejaron en una menor carga de nutrientes y materia orgánica y una mayor oxigenación. Otro grupo estuvo formado por los sitios más perturbados del A° Don Carlos que se asociaron a altos niveles de NH_4^+ , conductividad y DBO_5 . Los sitios de la cuenca media e inferior del A° Baldovinos presentaron condiciones de calidad de agua con mayores valores de DQO, NO_3^{-2} y PO_4^{-3} . Los arroyos estudiados reúnen las características definidas por Bauer *et al.* (2002) como arroyos eutrofizados, con una alta carga de materia orgánica, alto contenido de carbonatos y una baja velocidad de la corriente, discurriendo por un área de la llanura pampeana con un uso intenso urbano e industrial de la tierra.

En relación a los metales pesados, el A° Don Carlos en sus sitios 2 y 3 presentó los mayores valores registrados tanto en agua como en sedimento (especialmente Ni y Pb) los que superan ampliamente los niveles guía para rocas sedimentarias y los límites estándares para la protección de la vida acuática. Estas altas concentraciones podrían explicarse por dos tipos de fuentes de contaminación: difusa, debida a la escorrentía

urbana (que transporta desechos del transporte vehicular como aceites y combustibles) y puntual, debida a los vertidos industriales.

El hábitat físico

En relación al hábitat físico, se registraron diferencias significativas de diversos parámetros entre sitios. En tal sentido, la velocidad de corriente fue mayor en la cuenca baja de los arroyos Martín y Don Carlos en comparación con las cabeceras de los tres arroyos seleccionados. Estos sectores están sujetos a las modificaciones hidráulicas que cambian su morfología modificando la capacidad de transporte de agua en los periodos de crecida. Brooker (1985) determinó que el incremento de la capacidad de carga del flujo de un río generalmente resulta en el incremento de la velocidad de corriente y esto podría tener implicancias ecológicas dentro de los arroyos ya que algunos organismos acuáticos tienen requerimientos específicos de velocidad de agua. Sin embargo, el sitio B3, que ha sido ensanchado y profundizado, no registró diferencias significativas con el resto de los sitios. En éste caso, la mayor alteración de la relación ancho-profundidad incidió negativamente disminuyendo la velocidad del flujo al aumentar la superficie de contacto agua-suelo y consecuentemente, la erosión (Kemp *et al.*, 1999; Tarbuck & Lutgens, 1999).

La modificación de las características hidráulicas también puede alterar la acumulación de materia orgánica o bien de sedimento que son potenciadas por los usos de la tierra aguas arriba. En tal sentido en este estudio fue posible advertir una importante acumulación de materia orgánica en la cuenca baja del A° Don Carlos que supera la media reportada por Ocón & Rodríguez Capítulo (2004) de 10% para arroyos pampeanos, lo que estaría indicando un aporte alóctono excesivo. Estos aportes puntuales se deben principalmente a los vertidos industriales de la zona.

A nivel de mesohábitat, la mayor distinción estuvo dada por el sedimento y el sustrato vegetal donde los organismos bentónicos y fitófilos se encuentran. Estos dos grandes compartimentos son, en este tipo de arroyos de la llanura pampeana, las dos principales opciones de asentamiento y desarrollo para los invertebrados acuáticos. Pardo & Armitage (1997) definen a los mesohábitats como las unidades de hábitats visiblemente distintas dentro del arroyo, reconocibles desde la ribera y con aparente uniformidad física. Las características propias de los arroyos pampeanos analizados,

como la baja velocidad de corriente y un lecho conformado por sustrato duro cubierto de sedimentos finos (principalmente de limo y arcilla), sin rocas o guijarros, determinan un sustrato homogéneo (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2003; Giorgi *et al.*, 2005) que no permite hacer diferenciaciones de la granulometría a simple vista en el campo. Sin embargo a nivel de microhábitat el análisis granulométrico reveló, diferencias significativas en los porcentajes de los tamaños de grano en los distintos puntos de muestreo. Los sitios canalizados y profundizados exhiben diferencias en relación a un mayor porcentaje de grava y arcillas y menor porcentaje de limos. Como puede observarse, las diferencias en la granulometría se dan en los sitios más perturbados antropogénicamente donde no hay correspondencia con el patrón general de los arroyos y donde los limos quedan confinados a las márgenes (Kemp *et al.*, 1999). Por otra parte, las diferencias entre el sedimento del centro y las riberas del cauce fueron significativas para la grava y arcilla, sin embargo la biota no reflejó estas diferencias.

La reducida variabilidad del sustrato blando, contrasta con la alta heterogeneidad del sustrato vegetal que le otorga una mayor estructuración al ambiente acuático (Giorgi *et al.*, 2005). Aunque en líneas generales no se observaron diferencias significativas en la cobertura vegetal entre sitios, las macrófitas emergentes se encontraron en mayor proporción en los sitios más someros y las arraigadas en sitios más profundos y anchos.

En el análisis de los hábitats es importante diferenciar entre los biotopos físicos determinados generalmente en función del flujo y la velocidad de la corriente, de los mesohábitats. Estos dos conceptos son utilizados generalmente como sinónimos y aplicados en los ríos y arroyos en función de sus características: en ríos de montaña con mayor velocidad del flujo y sustrato predominantemente duro, con amplia diferenciación en el tamaño de grano, en general se utilizan los biotopos físicos para clasificar diferentes hábitats; en ríos de llanura donde la velocidad del agua no llega a diferenciar ambientes sino que homogeniza el lecho y permite el desarrollo de vegetación acuática, el término mesohábitats o hábitats funcionales es más utilizado.

Como menciona Príncipe (2008) en su trabajo de tesis, el tipo de flujo es un factor importante que influye sobre la distribución de los organismos (Statzner *et al.*, 1988; Crowder & Diplas, 2006), aunque muchos estudios no lo han considerado en la

identificación de mesohábitats (Pardo & Armitage, 1997; Beisel *et al.*, 1998; Buffagni *et al.*, 2000, Brunke *et al.*, 2001, Stórey & Lynas, 2007). Mas aún, Clifford *et al.* (2006) señalaron que la evidencia aportada por los estudios que pretenden asociar ensambles de invertebrados particulares con biotopos caracterizados por tipos de flujo aún no son convincentes y que los intentos de ligar biotopos con hábitats funcionales aun deben ser considerados prematuros.

En la mayoría de los estudios consultados la determinación visual permitió definir entre 3 y 9 hábitats funcionales aunque en muchos trabajos el número fue mayor (generalmente en sitios de montaña y teniendo en cuenta los biotopos). Según Storey & Lynas (2007) de los 7 hábitats que ellos diferenciaron originalmente por método visual en ríos de llanura de Australia, solo 6 se distinguieron en sus características físicas y en las asociaciones de macroinvertebrados (macrófitas emergentes, macrófitas sumergidas, vegetación riparia, arena, limo/arcilla y grava/rocas). Pardo & Armitage (1997) encontraron que las macrófitas, arena, limo y grava fueron las unidades de habitats discretas en un río de llanura en Inglaterra. En el río Frome (Inglaterra) Armitage & Cannan (1998) reconocieron 6 mesohábitats: limo, arena, grava del centro del cauce, grava de los rápidos, *Ranunculus sp.* y vegetación emergente. Buffagni *et al.* (2000) reportaron 5 habitats funcionales incluyendo márgenes sin macrófitas, remansos, rápidos y macrófitas en la corriente de un río de llanura en Italia. Jenkins *et al.* (1984) demostraron la existencia de 3 tipos de habitats: erosional, deposicional y con macrófitas. Finalmente, Brunke *et al.* (2001) identificó 8 mesohábitats en un río de llanura en Alemania: *Dreissena sp.* en las riberas, banco de bivalvos uniónidos, rápidos, restos de troncos, raíces de aliso, arena estable, arena inestable y limo. Estos son solo algunos ejemplos de estudios en ríos de escasa pendiente de otros países a ser tenidos en cuenta para la comparación con los arroyos pampeanos. En Argentina, la determinación de mesohábitats más completa fue realizada en arroyos serranos de la provincia de Córdoba, donde se determinaron 14 mesohábitats potenciales en función del flujo y el sustrato (Principe, 2008). Sin embargo, solo 2 de estos mesohábitats presentaron diferencias significativas en los ensambles de macroinvertebrados (rabión y corredera) pudiendo ser determinados como hábitats funcionales. Velásquez & Miserendino (2003 a y b) también realizaron estudios en ríos de bajo orden de la Patagonia argentina sobre tipos de hábitats y

asociaciones de macroinvertebrados determinando 7 hábitats diferentes. Según Kemp *et al.* (1999) un río hipotético de montaña podría contener hasta 16 hábitats funcionales mientras que ríos de baja pendiente con ausencia de rocas el valor podría disminuir a 15. Según este mismo autor, diferentes procesos hacen que este número y frecuencia de hábitats rara vez sea alcanzado.

En este estudio, en un principio se reconocieron 5 hábitats funcionales: sedimento del centro del cauce, sedimento de las riberas, plantas flotantes libres, plantas arraigadas, plantas emergentes. La baja abundancia y frecuencia de plantas flotantes libres en los sitios de muestreo seleccionados nos condujo a la eliminación de este mesohábitat en el análisis general. Es importante resaltar que la pérdida de este tipo de vegetación en los arroyos pampeanos urbanos analizados estuvo relacionado a las modificaciones hidráulicas ya que en arroyos poco disturbados, que conservan la morfología natural de arroyos de llanura y favorecen la formación de meandros, se generan las condiciones apropiadas para que en las zonas remansadas se desarrollen las plantas flotantes (Tangorra, 2004).

A escala de tramo, la utilización de un índice del hábitat adaptado a arroyos urbanos de llanura, permitió tener una visión concreta del estado físico de un sitio como parte fundamental al momento de determinar la calidad ecológica. Como ya es sabido, una mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas del hábitat le corresponde una mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo ocupan (Smith & Smith, 2000). Además, la heterogeneidad del hábitat fluvial se considera actualmente como uno de los principales factores de influencia de la riqueza de especies de invertebrados acuáticos (Voelz & McArthur, 2000). En respuesta a la necesidad de incorporar evaluaciones de hábitat a escala más amplia en programas de manejo de recursos hídricos dos tipos de enfoques se han desarrollado. El primero incorpora medidas de diversas características dentro del arroyo, el canal, y la morfología de la ribera (Meador *et al.*, 1993; Klemm & Lazorchak, 1994), el segundo tipo es un enfoque más rápido y cualitativo de evaluación de hábitat que se ha desarrollado para describir la calidad global del hábitat físico (Ball, 1982; Plafkin *et al.*, 1989; Barbour & Stribling, 1991; Barbour & Stribling, 1994; Rankin, 1991, 1995). Este último enfoque basado en la identificación visual de diferentes características fue el utilizado en el presente trabajo de tesis como una medida de síntesis de los cambios que se advirtieron en el hábitat

físico de estos cuerpos de agua. En nuestro estudio, la aplicación del índice del hábitat nos permitió diferenciar claramente los sitios del A° Martín y las cabeceras de los A° Baldovinos y Don Carlos, cuyo valor de índice superó los 100 puntos, de los sitios con mayor calidad de hábitat. El mayor deterioro del hábitat se observó en el sitio DC3 donde las obras hidráulicas realizadas han transformado al arroyo en un canal artificial para el transporte de agua de mala calidad. La modificación de este sitio fue tal que varios de los ítems del índice recibieron puntuación 0 al encontrarse ausente rasgos de naturalidad del curso de agua (alteración del canal, sinuosidad del canal, estabilidad de las márgenes y protección de las orillas). En coincidencia con nuestro estudio, Goldstein *et al.* (2002) quienes realizaron un estudio de la integridad biótica y el hábitat físico utilizando el Índice de Calidad Ambiental Visual (ICAV) de Barbour *et al.* (1999), concluyeron que los sitios más alterados se asociaron a la canalización con revestimiento de piedra y concreto, no solo del lecho sino también de la ribera. Estos impactos alteraron los procesos de disipación de la energía del caudal, derivando en la disminución y pérdida de la sinuosidad y en la modificación de la relación ancho-profundidad y del sustrato.

Otros ejemplos de estudios de calidad del hábitat e índices tales como Raven *et al.* (1998) para ríos de Gran Bretaña (Estudio de Hábitat del Río - RHS), Pardo *et al.* (2002) para ríos mediterráneos (Índice de hábitat fluvial - IHF) y Olivera & Cortes (2005) para arroyos del norte de Portugal, destacan la importancia de la valoración física relacionada con la heterogeneidad ambiental y la biodiversidad.

El índice del hábitat en los arroyos urbanos seleccionados reflejó muy adecuadamente el impacto antrópico en los diferentes sitios. Además, la incorporación de datos relacionados al sedimento y a la vegetación y las características a nivel de tramo (ancho, profundidad, caudal, velocidad, profundidad, usos del suelo, tipo de modificación hidráulica) completan el espectro para caracterizar el hábitat físico de los arroyos estudiados. Estas variables deberían ser incluidas en futuros índices y la fidelidad de los mismos comprobada para mayor cantidad de casos.

Por último, cualquiera sea el método utilizado en la evaluación de la calidad del hábitat, deben ser tenidas en cuenta las condiciones de referencia en la escala de evaluación como la "mejor situación posible". Este enfoque es fundamental para la

evaluación porque las características de los arroyos pueden variar drásticamente en las distintas regiones (Barbour & Stribling, 1991).

Calidad de la biota

En relación a la calidad biótica, el estudio realizado mostró una importante riqueza taxonómica identificándose 126 taxa, sin embargo algunos grupos faunísticos relacionados con calidad de agua muy buena (Rodríguez Capítulo et al. 2001) estuvieron ausentes en este estudio.

La densidad total promedio de macroinvertebrados fue mayor en los sitios de calidad intermedia de agua y del hábitat disminuyendo marcadamente en el A° Don Carlos. La mayor contribución en la abundancia del A° Baldovinos está dado por los oligoquetos cuyos valores duplican la representatividad existente en el resto de los arroyos. Sin embargo, estos valores son en general, menores a los hallados en arroyos pampeanos con mejores condiciones ambientales (Tangorra, 2005; Ocón, 2006).

El número de taxa y la diversidad de Shannon mostraron un patrón similar en la determinación de la diversidad de los diferentes sitios. Estos índices no siempre separaron claramente los sitios más afectados antrópicamente en este estudio. El uso de los índices de diversidad como método de bioindicación comenzó a ser cuestionado en las últimas décadas debido al progresivo debilitamiento de las hipótesis que pretende establecer una relación directa de causa-efecto entre la diversidad y la estabilidad de los ecosistemas (Washington, 1984). Posiblemente, el factor más importante que contribuyó a restringir el uso de los índices de diversidad fue su incapacidad para diferenciar las interacciones biológicas y taxonómicas que existen entre las especies de la comunidad (Brinkhurst, 1993). La mayoría de las medidas de diversidad están calculadas en función de la riqueza de especies y/o la distribución de abundancia de las mismas, sin tomar en cuenta el tipo de organismos presentes y la capacidad de los mismos de adaptarse a los cambios del medio ambiente (Segnini, 2003). Rosenberg & Resh (1996) critican la aseveración de que un alto valor de diversidad indique una comunidad balanceada y estable y la confiabilidad de este parámetro en programas de monitoreo.

En cuanto a los principales grupos taxonómicos analizados, los nematodos, los oligoquetos (especialmente Tubificinae y Naidinae) y los dípteros Chironominae

presentaron las mayores abundancias relativas en los tres arroyos. Los nematodos fueron el grupo más constante y abundante en todos los sitios de muestreo alcanzando en el A° Don Carlos el 49% de la abundancia relativa promedio. La mayoría de los estudios realizados en arroyos de serranos y de llanura de Argentina determinan que los oligoquetos y los dípteros (especialmente Chiromomidae) son los taxa más representativos (Rodríguez Capítulo *et al.*, 2001; Ocón & Rodríguez Capítulo, 2004; Pavé & Marchese 2005; Principe & Corigliano, 2006). La alta densidad de nematodos en este estudio está determinada por la incorporación en los muestreos de las macrófitas donde este taxón se encuentra presente en gran cantidad. En estudios realizados por Ocón (2006) y García (2008), en los dos tipos de sustratos (sedimento y vegetación), también se reconoce la predominancia de los nematodos en este tipo de ambientes.

Por otra parte los moluscos gasterópodos estuvieron siempre presentes aunque representados por diferentes especies; mientras que en los sitios de mejor calidad dominó *Heleobia* spp. y en menor medida *Pomacea canaliculata*, *Uncancylus concentricus* y Planorbidae, en los sitios más perturbados solo se registraron escasos gasterópodos y un aumento en la abundancia de la especie *Physa acuta*. Los bivalvos, tales como los individuos de la familia Sphaeriidae, sólo se concentraron en sitios con menor perturbación antropogénica. Según Fernández & Schnack (1977) *Heleobia piscium* y *Pisidium sterkianum* están categorizadas como especies sensibles a los diversos agentes de contaminación mientras que *Biomphalaria peregrina* y *Pomacea canaliculata* serían especies tolerantes cuyo número aumenta en general, cuando los ambientes están alterados. Darrigran & Lagreca (2005) determinaron que los moluscos en general están asociados en mayor o menor medida a las categorías de facultativos e intolerantes y que los mesogasterópodos (*Heleobia* y *Pomacea*), los uniónidos (sin representantes en este estudio) y con menor frecuencia los esféridos (*Pisidium*, *Musculium*) presentan baja resistencia ante los contaminantes orgánicos mientras que los gasterópodos basomatóforos (*Uncancylus*, *Biomphalaria*, *Physa*) son los moluscos que presentan mayor tolerancia a este tipo de contaminación.

Los dípteros (excepto Chironominae) fueron muy abundantes en general en todos los sitios. Los Chironominae (representados principalmente por el género *Chironomus*) sobresalieron en número en el sitio DC3 alcanzando valores de hasta 11000 ind/m². El rango de las condiciones donde los quironómidos son hallados es más extenso que el

de cualquier otro grupo de insectos acuáticos (Fittkau, 1986). La gran amplitud ecológica exhibida por esta familia es el producto de una muy amplia serie de adaptaciones morfológicas, fisiológicas y de comportamiento (Coffman & Ferrington, 1984). La presencia de taxa dominantes, como los quironómidos en sitios inestables, demuestra su resiliencia y persistencia frente a disturbios físicos o su capacidad de recolonización rápida siguiendo el disturbio (Sagar, 1986; Scrimgeour *et al.*, 1988; Scrimgeour & Winterbourn, 1989).

Otros grupos como los efemerópteros estuvieron poco representados (<1%) y se ubicaron solo en el A° Martín y en el sitio B2 del A° Baldovinos. Las especies acuáticas que requieren condiciones ambientales más estables debido a su largo ciclo de vida, no son capaces de mantener poblaciones en ríos frecuentemente disturbados (Van der Geest *et al.*, 2002). Baetidae y Caenidae pueden tolerar bajos a moderados disturbios ambientales (Roldán Pérez, 1988; Domínguez *et al.*, 1994). Estas familias son las más frecuentemente representadas del orden Ephemeroptera en esta área de estudio (Domínguez *et al.*, 1994, Ocón & Rodríguez Capítulo, 2004). Si bien los odonatos no fueron importantes numéricamente su presencia fue determinante como bioindicadores de mejor calidad ambiental. Mientras que en sitios menos impactados las familias Libellulidae y Aeshnidae fueron las mejor representadas en los sitios más disturbados fueron más frecuentes los integrantes de la familia Coenagrionidae. Esta familia se encuentra catalogada como perteneciente al grupo de los taxa tolerantes a muy tolerantes mientras que los Libellulidae y Aeshnidae, en general, son especies consideradas más sensibles (Mandaville, 2002; Merrit & Cummins, 1996).

Sensibilidad de la biota y grupos funcionales de macroinvertebrados

En relación a la sensibilidad de los organismos, aquellos taxa considerados como muy tolerantes dominan los arroyos urbanos seleccionados en el presente estudio especialmente en los más afectados por contaminación orgánica. Los organismos clasificados como sensibles se ubicaron preferentemente en los sitios de cabecera de los arroyos estudiados. Graca *et al.* (2002) concluyen que los invertebrados en el área pampeana son en general tolerantes a las condiciones eutróficas naturales que prevalecen en los ríos locales. Estas condiciones podrían favorecer a los organismos considerados sensibles. Esto coincide con los resultados obtenidos de Ocón &

Rodríguez Capítulo (2004) en el arroyo Juan Blanco donde las altas concentraciones de nutrientes fueron compatibles con la presencia de fauna sensible. Sin embargo, las especies con rangos más acotados mueren cuando las condiciones del medio se tornan limitantes. Su grado de fidelidad con el sustrato y su escasa aptitud para efectuar migraciones rápidas, determinan que tanto su presencia como abundancia relativa sean una respuesta natural a la calidad del agua (Fernández & Schnack, 1977). Según Rodríguez Capítulo et al. (2001) diversas especies sensibles a los disturbios antrópicos fueron registradas en diferentes arroyos pampeanos periurbanos. *Palaemonetes argentinus* y *Macrobrachium borelli* (Decapoda Natantia), *Diplodon delodontus delodontus* (Pelecypoda), *Campsurus* sp. (Ephemeroptera), *Aeshna bonariensis* (Odonata), *Cynellus* sp. y *Oecetis* sp. (Trichoptera). En áreas poluidas, estas taxa desaparecen o sus abundancias son significativamente reducidas. En nuestro estudio, de todas las especies sensibles anteriormente citadas, solo *Aeshna bonariensis* fue registrada en los sitios de muestreo que representan las mejores condiciones de calidad de agua y hábitat.

Finalmente, en relación a la diversidad funcional presentada por los diferentes grupos funcionales alimentarios, en general, los organismos succionadores (nematodos, tardígrados, quironómidos Tanytopodinae, dípteros, coleópteros y heterópteros) dominaron en todos los sitios de muestreo, con excepción de los tramos inferiores de los A° Baldovinos y Don Carlos. Esto no coincide con los estudios de García (2008) y Zilli et al. (2008), quienes registraron a los organismos colectores recolectores como el grupo más abundante y frecuente en los arroyos pampeanos estudiados. Es importante aclarar que dentro del grupo Nematoda existe una gran variedad de especies que utilizan diferentes recursos tróficos (Traunspurger, 2000). Sin embargo, la falta de información detallada sobre la distribución de los tipos de alimentación de nematodos en ambientes lóticos y la dificultad de una determinación taxonómica más detallada, condujo a seguir la clasificación de Merritt & Cummins (1996) ubicándolos dentro del grupo de los succionadores y aumentando considerablemente la proporción de los mismos como grupo alimentario.

El tramo inferior del A° Baldovinos, afectado profundamente por dragados constantes, estuvo dominado por los raspadores-colectores recolectores (varias especies de oligoquetos Naidinae y Pristininae, *Caenis* sp. y Scirtidae) mientras que los predadores

fueron muy importantes en abundancia en comparación al resto de los sitios. El sitio más afectado por la contaminación orgánica e inorgánica y por obras hidráulicas estuvieron ampliamente representados por los colectores recolectores, grupo compuesto por oligoquetos, dípteros, efemerópteros baétidos y collémbolos. Miserendino (2009) registró en arroyos urbanos de la Patagonia un alto porcentaje de organismos colectores en sitios con mayor impacto antrópico. En particular los Tubificinae, Chironominae, Ortocladinae e Hyalellidae, fueron incrementándose en abundancia en estos sitios. Según García (2008), la proporción de recolectores, raspadores y filtradores no resultaron buenos indicadores de calidad para los arroyos pampeanos estudiados.

A pesar de los esfuerzos realizados para la determinación de los grupos funcionales alimentarios (GFA) y su relación con el hábitat, no existe información exacta sobre las categorías alimentarias en Sudamérica utilizándose clasificaciones basadas en organismos del hemisferio norte (ej. Merritt & Cummins, 1996). Además, la gran flexibilidad de las historias de vida y la movilidad que parece caracterizar a muchos taxones del hemisferio sur puede influir en su plasticidad para la obtención de recursos alimentarios (Covich, 1988). Según Tomanova *et al.* (2006) esto puede producir diferencias significativas en la clasificación de los GFA debido a que algunos taxones sudamericanos no pueden alimentarse como la mayoría de sus congéneres que habitan en la zona templada, y por tanto no deben ser colocados en el mismo GFA. En consecuencia, la estructura resultante de las comunidades neotropicales basadas en GFA de Merritt & Cummins (por ej., Poi de Neiff, 1989; Callisto *et al.*, 2001; Fossati *et al.*, 2001; Buss *et al.*, 2002) así como la de este estudio, puede estar sesgada.

Covich (1988) realiza una revisión de esta temática y sugiere que las redes alimentarias en pequeños arroyos están dominadas por consumidores generalistas.

Los estudios de Tomanova *et al.* (2006) demostraron que la mayoría de los taxa examinados son capaces de ocupar al menos dos niveles tróficos. Los taxa de macroinvertebrados parecen tener un comportamiento en relación a una alimentación bastante flexible, y su agrupación en un único GFA puede ser idealista.

Por otra parte, en arroyos perturbados la oferta y la persistencia de un alimento en particular puede ser muy variable. Por lo tanto la capacidad de explotar los recursos puede cambiar potencialmente manteniendo la estabilidad de la población frente a las

fluctuaciones naturales (Hart & Robinson, 1990). De acuerdo con Palmer *et al.* (1993), existe una buena afinidad de los taxa con los detritos finos, lo que indica la importancia de esta fuente de alimento y una gran actividad de los organismos colectores-recolectores en ecosistemas de arroyos sudamericanos. Dado que los detritos finos son constantes y abundantes en los ecosistemas de agua dulce de Sudamérica, la ocurrencia de este alimento en el digestivo se debe principalmente a su alta disponibilidad en el hábitat (Allan, 1982; Allan *et al.*, 1987; Henriques Oliveira *et al.*, 2003) en lugar de una especialización de la alimentación (Tomanova *et al.*, 2006).

Las estrategias de alimentación de los raspadores, predadores y detritívoros implica una mayor movilidad (activa búsqueda de comida) o la visita de sustratos inestables (detritívoros en la hojarasca), y por lo tanto mayor exposición a la corriente y al riesgo de la deriva. Estas estrategias podrían ser inadecuadas para los invertebrados que viven en arroyos frecuentemente e impredeciblemente perturbados (Tomanova *et al.*, 2006). En contraste, los organismos podrían adaptarse a estrategias de alimentación del tipo colector-recolector, a fin de evitar las limitaciones de las corrientes rápidas, como lo predicho por Lamouroux *et al.* (2004).

En función de la disponibilidad de recursos alimenticios, es evidente que la composición de la dieta puede variar entre los ríos, las estaciones y hábitats (Palmer *et al.*, 1993; Teslenko, 1997; Díaz Villanueva & Albariño, 1999; Albariño 2001).

En relación a los modos de vida, los organismos apoyados (nematodos, quironómidos, bivalvos, odonatos libelúlidos, etc.) dominaron en todos los sitios de muestreo con excepción de los B3 (donde predominan los apoyados nadadores) y DC3 (donde dominan los minadores). Esto coincide con lo registrado por Frady (2006) quien determinó que en las cabeceras de arroyos de Oregon (USA) la mayor proporción de organismos fueron los aferrados aunque asociados a mayores proporciones de sustratos gruesos y durante los períodos de mayor flujo de descarga debido a las características propias de estos arroyos. Según este mismo autor, el porcentaje de apoyados se correlacionó negativamente con el caudal. Debido a que los apoyados bentónicos habitan la superficie de los sedimentos finos, o las acumulaciones de materia orgánica, las mayores descargas de corriente en todos los arroyos pueden desplazar algunos de estos individuos. Según este mismo autor, los minadores o excavadores bentónicos no aumentan proporcionalmente con los sustratos finos

como se esperaba, algunos macroinvertebrados minadores habitan sedimentos finos mientras que otros se refugian en las acumulaciones de materia orgánica. Esto es coincidente con algunos sectores de nuestro estudio ya que por ejemplo el sitio más afectado del A^o Don Carlos se caracteriza por la presencia de abundantes quironómidos en una capa de sedimentos finos y gran cantidad de materia orgánica acumulada sobre el cemento.

La mayor diversidad de modos de vida sugiere que los macroinvertebrados responden favorablemente a las diferencias en la disponibilidad de microhábitats entre arroyos y por lo tanto, son buenos indicadores de una mayor calidad del hábitat.

Interacción hábitat-biota

Finalmente, la interacción entre el hábitat y la biota reveló, en primer lugar, las diferencias entre los grandes compartimentos sedimento y vegetación que fueron evidentes tanto para la densidad total como para el número de taxa. Mientras que la mayor densidad de organismos se presenta en el sedimento, la mayor riqueza en el número de taxa se da en la vegetación. Estas diferencias resultan más marcadas en los sitios donde la calidad ecológica es mejor. Diversos estudios coinciden con estos resultados y determinan que los macroinvertebrados son más abundantes en arroyos ricos en macrófitas que en aquellos que no las tienen (Pedersen, 2003; Mortensen, 1977; Kaenel *et al.*, 1998). Según Buffagni *et al.* (2000) las macrófitas son los hábitats funcionales que muestran los mayores valores de riqueza de taxa, heterogeneidad y densidad por muestra. Esto coincide con los trabajos de Gregg & Rose (1985) quienes encontraron la mayor riqueza dentro de las macrófitas sugiriendo que ellas actúan como refugios contra el stress hidráulico por presentar alta heterogeneidad física y grandes superficies para el asentamiento de algas y fauna acuática.

En cuanto a la presencia de diversos grupos taxonómicos en los diferentes hábitats, los nematodos, oligoquetos, moluscos y dípteros han demostrado tener preferencia por el hábitat sedimento. En el caso de los crustáceos, coleópteros, ephemerópteros y odonatos, estos grupos presentaron una clara preferencia por la vegetación. Sin embargo, la proporción sedimento-vegetación varía según las características fisicoquímicas del agua y la calidad del hábitat. Es así que cuando el sedimento

presenta algún tipo de disturbio que afecte la presencia de los organismos, estos migran a la vegetación o se encuentran en menor abundancia.

En relación a los mesohábitats, no se registraron diferencias significativas entre los tipos de vegetación ni entre los tipos de sedimento aunque las diferencias fueron muy significativas entre los mesohábitats de la vegetación (emergentes y arraigadas) al compararlos con los mesohábitats de sedimento (centro y ribera). La falta de diferencias en los ensambles de macroinvertebrados bentónicos del centro y de las riberas podría deberse a que el sustrato predominante y característico de este tipo de ambientes, como es el limo, no presentó diferencias entre los dos compartimentos. Estos resultados son concordantes con las observaciones de Pedersen (2003) quien determinó que el predominio de sedimentos finos es fundamental para la estructura del hábitat y las comunidades de macroinvertebrados en arroyos de llanura.

En relación a la vegetación, en general la bibliografía internacional consultada afirma la existencia de diferencias en la abundancia, riqueza, diversidad y tipo de asociaciones generadas en diferentes tipos de macrófitas (Hann, 1995; Downing & Cyr, 1985; Pedersen, 2003; Humphries, 1996; Minshall, 1984; Rooke, 1984). Las plantas arraigadas en particular son reconocidas en diversos estudios por incrementar la complejidad física de los ambientes acuáticos y por proveer habitats para la colonización de invertebrados (Heck & Westone, 1977; Crowder & Cooper, 1982; Gregg & Rose, 1982; Tokeshi & Pinder, 1985; Lodge, 1991). Esto estaría relacionado con la morfología de las plantas acuáticas, aquellas que presentan hojas finamente divididas podrían tener mayor abundancia de invertebrados al proveer más sustrato para el perifiton o porque en ellas podría quedar atrapada materia particulada fina y gruesa enriqueciendo el suministro de alimento para los invertebrados (Hann, 1995; Lillie & Budd, 1992; Andrews & Hasler, 1943; Momo *et al.*, 2004; entre otros), sin embargo, algunos estudios parecen rechazar esta generalización (Cyr & Doping, 1988; Schneider & Mann, 1991). Del mismo modo que las altas densidades de plantas con arquitectura más compleja pueden proporcionar un buen hábitat para los macroinvertebrados, estas mismas poblaciones de plantas densas puede afectar la penetración de la luz y el oxígeno disuelto en la columna de agua (Tessier *et al.*, 2004; Caraco & Cole, 2002). En nuestro caso, no hubo plantas de arquitectura compleja como las de hojas finamente divididas. En general, la fisonomía dominante de las

plantas arraigadas estuvo caracterizada por hojas simples con arquitectura menos compleja que las mencionadas en párrafos anteriores. En el caso de las plantas emergentes, su morfología permite el asentamiento de invertebrados acuáticos solo en su tallo y en la parte radicular. Sin embargo, la falta de diferencias significativas en diversos descriptores estructurales de los invertebrados analizados, impide considerarlas como mesohábitats diferentes.

Es importante señalar que en los arroyos urbanos analizados la diversidad de macrófitas fue menor a la reportada por Gantes & Tur (1995) quienes citaron 16 especies para arroyos poco perturbados, siendo las especies más frecuentes *Azolla filiculoides*, *Lemna* spp., *Potamogeton* spp., *Stuckenia striata*, *Ceratophyllum demersum*, *Schoenoplectus californicus*, *Ludwigia peploides* e *Hydrocotyle* spp. Los estudios realizados por Gantes & Sánchez Caro (2001) en tres arroyos pertenecientes a la cuenca del río Luján, que discurren por zonas de moderado impacto antrópico registraron un total de 18 macrófitas. En nuestro caso, solo en el arroyo Martín la diversidad de plantas acuáticas alcanzó las 13 especies. Los desmalezamientos realizados en diferentes tramos de los arroyos estudiados sumados a la contaminación del agua, disminuyen notablemente la diversidad de plantas y cambian la estructura del hábitat. En los tramos más afectados se registraron solo dos o tres especies de macrófitas, algunas de las cuales están señaladas como indicadoras de ambientes contaminados, tal es el caso de *Typha dominguensis* capaz de extraer metales pesados del ambiente y bioacumularlos (Horne, 2000). Riis & Sand-Jensen (2001) mostraron además que las especies de macrófitas con mayor habilidad de dispersión fueron más abundantes en arroyos disturbados.

En relación a la sensibilidad de los taxa, los escasos organismos sensibles registrados se ubicaron principalmente en la vegetación y especialmente en los sitios con mejor calidad ecológica. Esto es debido a las características propias de ambientes urbanos que conllevan a la presencia de este tipo de organismos solo en contadas ocasiones y en determinados sitios. Los organismos moderadamente sensibles se registraron con mayor abundancia en el A° Martín y fueron más importantes en número en la vegetación que en el sedimento. Las diferencias fueron significativas diferenciándose los sitios del A° Don Carlos más afectados antropogénicamente dado que en estos puntos dominaron los organismos muy tolerantes. Estos presentaron diferencias

significativas entre hábitats duplicando su número en el sedimento donde predominan los nematodos, oligoquetos y quironómidos, especies muy abundantes y representantes de este grupo.

El análisis de la distribución de los diferentes grupos alimentarios nos muestra que los succionadores dominan tanto en sedimento como en vegetación. Esto podría deberse al elevado número de nematodos como ya se explicó anteriormente. En el caso del sedimento, la pérdida de predadores (oligoquetos *Chaetogaster* sp., hirudíneos y odonatos, entre otros) en sitios disturbados denota la sensibilidad de los mismos a la contaminación del agua y/o la falta o mala calidad del sedimento fino donde resguardarse. Los organismos colectores-filtradores (principalmente bivalvos) fueron más abundantes en el sedimento debido a su modo de vida típicamente bentónico aunque también se ausentaron en sitios perturbados.

En el caso de la vegetación, los predadores fueron muy abundantes y estuvieron presentes en todos los sitios. También se encontraron asociados a la vegetación los succionadores (nematodos, dípteros, coleópteros y hemípteros), a excepción de los sitios intervenidos en el manejo de la vegetación acuática a través de los desmalezamientos continuos o provocados por el mismo dragado; en este caso fueron reemplazados por los raspadores colectores-recolectores (especialmente oligoquetos naídidos y pristínidos).

En relación a los modos de vida de los macroinvertebrados, podemos observar que los apoyados (nematodos, bivalvos, quironómidos, anisópteros, entre otros) dominan tanto en sedimento como en vegetación. Los nadadores (crustáceos), aferrados y trepadores (hirudíneos, ancílicos y coleópteros) fueron más abundantes en vegetación. El grupo más afín al sedimento, los minadores, se acentúan en número en casi todos los sitios aunque en el B3, impactado continuamente por dragados, presentan una mayor abundancia en la vegetación. El impacto físico provocado por las obras hidráulicas en los diferentes tramos analizados, que afecta principalmente la disponibilidad y calidad del sedimento, resalta la importancia de la vegetación para aquellos organismos menos tolerantes que pueden optar entre permanecer en el sedimento o la vegetación. Es así que los organismos aferrados y trepadores tienen ventaja sobre los netamente bentónicos. Tal como lo expresado por Kern-Hansen (1978) el desmalezamiento de los arroyos afecta la comunidad de macroinvertebrados;

en corto tiempo la remoción de plantas incrementa la deriva y disminuye la abundancia de macroinvertebrados (Dawson *et al.*, 1991, Monahan & Caffrey, 1996). Sumado a esto, la gran concentración de amonio registrada en algunos sitios vinculados a la polución determina la ausencia de plantas (Onaindia *et al.*, 1996) afectando aún más la disponibilidad de este hábitat en el cauce.

Además los sitios más afectados por la canalización presentan una alteración radical de la capacidad retentiva del material alóctono de los arroyos. La simplificación de la estructura del sustrato, los patrones de flujo homogéneos y la reducción de la retentividad son factores que podrían tener un profundo impacto sobre las comunidades bióticas, favoreciendo aquellos invertebrados que no se ven beneficiados por la heterogeneidad ambiental ni la retención natural (Muotka & Lassonen, 2002).

Descriptorios estructurales y funcionales para la evaluación integral de arroyos de llanura

Los ensambles de macroinvertebrados en cada mesohábitat generaron grupos bien diferenciados, uno compuesto por sitios con mejor calidad del agua y del hábitat, otro de características intermedias y el tercero compuesto por sitios afectados fuertemente por la contaminación y los disturbios antropogénicos. Las divisiones se dieron principalmente entre sitios de muestreo del mismo arroyo más que entre mesohábitats aunque la cabecera del A° Don Carlos resultó más afín con los sitios del A° Baldovinos. Solo en las agrupaciones menores que separaron los sitios del A° Martín caracterizadas por una mejor calidad ecológica, se pudo observar una separación de los sitios colectados en sedimento. Sin embargo, este método tampoco separó muestras de sedimento del centro respecto de la ribera, ni muestras de vegetación arraigada de las emergentes. Definimos entonces sitios con mejor calidad ecológica caracterizados por poseer mayores valores de sedimentos finos y ancho, mayor concentración de oxígeno disuelto y cobertura vegetal y especies indicadoras tales como *Heleobia spp.*, *Americabaetis sp.*, *Pomacea canaliculata*, *Pisidium sterkianum*, *Polypedilum sp.* y *Limnodrilus hoffmeisteri*. Por otra parte, el ACC agrupó dentro de estas características un mayor valor del índice del hábitat, especies sensibles y tolerantes, organismos colectores-filtradores, raspadores y apoyados. Los sitios con características de calidad ecológica intermedias se caracterizaron por poseer mayor

concentración de nutrientes y demanda química de oxígeno, mayor proporción de sedimento grueso, turbidez y profundidad. En estos sitios pueden registrarse metales pesados en concentraciones que sobrepasan los niveles guía. Especies del género *Dero* resultan ser las especies mejor indicadoras seguidas por los taxa *Dero multibranchiata*, *Drepanotrema kermatoides*, *Paratanytarsus* sp., *Omalonix* sp., *Callibaetis* sp., Ceratopogonidae, Sminthuridae e Hydrophilidae. Las categorías de GFA y modos de vida como nadadores, aferrados, apoyados nadadores, raspadores colectores-recolectores, predadores y en general los organismos tolerantes, se asociaron a este grupo. Por último, el deterioro de las condiciones en la calidad del agua y del hábitat, determina sitios con mayor velocidad de corriente, mayor tamaño de grano y proporción de materia orgánica y alta concentración de metales pesados tanto en agua como en sedimento. Las especies indicadoras de este estado fueron *Dero furcatus*, *Physa acuta* y las familias de dípteros Psychodidae y Culicidae. Además fueron importantes los taxa *Allonais paraguayensis*, *Bothrioneurum americanum*, Isopoda, Stratiomyidae y Ephydriidae. Este grupo estuvo definido por los organismos minadores y colectores-recolectores.

Los resultados de nuestro estudio destacan la importancia de los indicadores funcionales de las comunidades como descriptores de gran utilidad para detectar perturbaciones de origen antropogénico dadas principalmente por la modificación del hábitat físico. Según Bis *et al.* (2000), los tipos biológicos y ecológicos de taxa, basados en la diversidad funcional de las comunidades biológicas propuestas por Statzner *et al.* (1994, 1997) proveen una nueva propuesta al biomonitoreo definiendo los mecanismos que controlan las asociaciones de las comunidades en los arroyos.

Calidad del agua o calidad del hábitat?

Finalmente, los arroyos urbanos analizados presentan menor número de hábitats funcionales en comparación con sitios cuya naturalidad es mantenida en mayor proporción (ej. cabeceras de arroyos Pescado y Burriñigo). Además, al tratarse de ambientes someros (cuya profundidad media no supera los 0,35 m) ocurre un solapamiento de los hábitats y este aspecto se enfatiza cuando las intervenciones antropogénicas contribuyen a homogeneizar aún más el lecho del cauce y disminuyen la diversidad de vegetación acuática. Por otra parte alinear y ahondar los cursos de

agua, para generar canales, reduce las inundaciones aguas arriba de donde se practican este tipo de obras pero eliminan los hábitats para una buena parte de la fauna acuática y disminuyen la descarga a los mantos freáticos. En este sentido, cuencas poco disturbadas son capaces de absorber mejor los picos de las crecidas al facilitar la interacción con el valle aluvial (exhibiendo curvas de aumento de caudal más suaves), en tanto que, en cauces modificados en su ancho y profundidad, los efectos de las crecidas modifican marcadamente las características del flujo observándose curvas de aumento del caudal más abruptas y provocando efectos perniciosos para el funcionamiento del ecosistema (Tarbucck & Lutgens, 1999).

En algunos casos, el aumento del flujo por obras hidráulicas aumenta la depositación de sedimentos agua abajo. Esto alienta el establecimiento de viviendas en la llanura de inundación y aumenta el riesgo de daño por inundaciones (Tyler Miller, 2007).

Otra práctica común en arroyos urbanos, como es el desmalezado tiene un impacto inmediato sobre la estructura física y la comunidad de macroinvertebrados de los arroyos (Kaenel *et al.*, 1998). Hildrew (1998) determinó que la presencia de diversos hábitats permite un mayor número de refugios donde los organismos pueden protegerse frente a un disturbio como las crecidas provocadas por las lluvias. La ausencia de vegetación acuática en sitios afectados antropogénicamente por desmalezados o secundariamente por los efectos del dragado, reduce drásticamente los refugios con los que cuentan los organismos y por lo tanto la diversidad biótica del lugar. Además, la falta de vegetación origina que no existan barreras naturales en el cauce que disminuyan la velocidad de corriente por lo que cambian las características naturales que presentan estos cursos de agua de llanura. Sumado a esto, la contaminación del agua debida a fuentes puntuales o difusas disminuye la diversidad o bien provoca un cambio en la composición de las asociaciones de los taxa. Es así que el efecto sinérgico, reflejado en los análisis multivariados, entre la calidad del hábitat y la calidad del agua, determinó una fauna de macroinvertebrados característica de ambientes urbanos perturbados cuya estructura y funcionamiento se ve limitada a la supervivencia de determinados grupos funcionales y de organismos tolerantes y muy tolerantes. Según Dyer *et al.* (2002), el hábitat es la primer variable ecológica moduladora del funcionamiento de los arroyos en tanto que la calidad del agua es el segundo factor más influyente. Sin embargo, según estos mismos autores, una

integridad biótica excelente sólo es posible cuando tanto el hábitat como la química del agua no son limitantes sino que están optimizadas (Fig. 45). Ruse (1996), por su parte, determinó que la variación en la composición de los invertebrados y los índices bióticos fue reflejada primariamente en los valores del hábitat.

Integridad Biótica

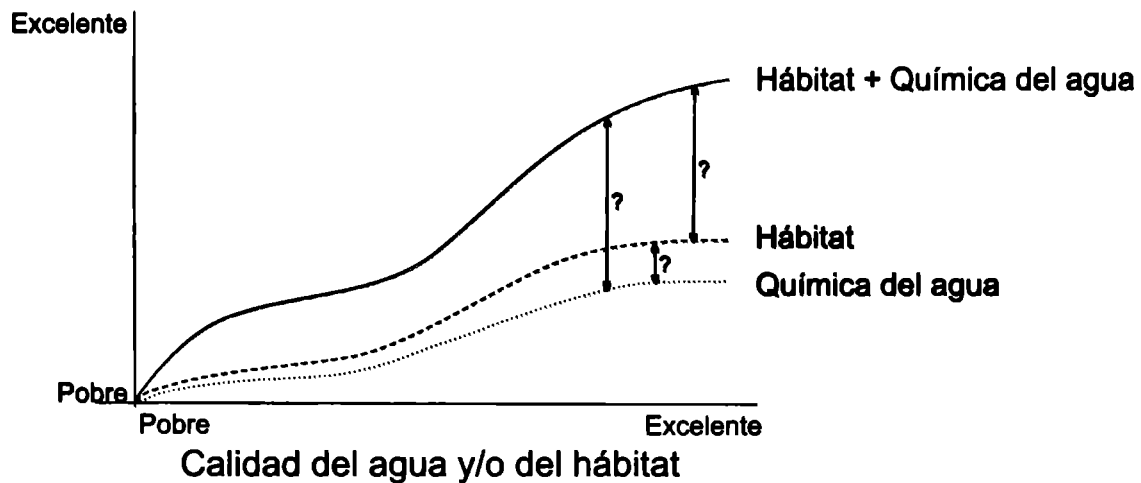


Fig. 45: Hipótesis conceptual de la relación aditiva de la química del agua y el hábitat para la determinación de la integridad biótica de los arroyos (Dyer *et al.* 2002).

Contrariamente, Wichert (1995) concluyó que el incremento en la calidad del agua por mejoramiento de los efluentes tratados, compensa cualquier pérdida potencial en la integridad biótica debido a la urbanización. Harper *et al.* (1998) sugieren un tratamiento diferente, donde la restauración de la diversidad física del río genere hábitats funcionales tanto en el sedimento como en la vegetación que contribuyan a mejorar la calidad del agua y la integridad biótica. Los resultados de este estudio enfatizan la necesidad de considerar en forma integrada la recuperación del hábitat físico conjuntamente con la calidad del agua, especialmente en este tipo de ecosistemas con elevado tiempo de residencia del agua que acentúa el carácter perjudicial de la contaminación.

CONCLUSIONES FINALES

CONSIDERACIONES. PROPUESTAS



6. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en el presente estudio nos conducen a rechazar la hipótesis propuesta. La calidad biótica de macroinvertebrados no estaría primariamente determinada por los hábitats funcionales disponibles en los arroyos de llanura urbanos y secundariamente por la calidad del agua. Las características propias de los arroyos de la llanura pampeana sumado a las intervenciones antropogénicas que se realizan en estos sistemas al recorrer zonas urbanas, determinan un efecto sinérgico entre las características del hábitat y del agua determinando una nueva situación ecológica.

La presente investigación resaltó la importancia de la vegetación en arroyos de llanura, tanto por ser fuente de alimentación y refugio como por su papel en la estructuración y dinámica de las comunidades de macroinvertebrados.

De las escalas espaciales exploradas, el estudio a nivel de tramo resultó ser el más apropiado para la interpretación de los efectos de las obras hidráulicas sobre el río y sus comunidades bióticas.

Se destaca también la importancia de algunos de los descriptores estructurales y funcionales analizados en el presente trabajo de tesis. En este sentido, el análisis de la calidad del hábitat a través de las características del cauce (morfología del canal, interacción con el valle aluvial y conexión con el hiporreos), la vegetación (cobertura, riqueza y tolerancia de especies y tipos morfológicos de vegetación) y el sedimento (tipo de grano y materia orgánica) demostraron ser indicadores acertados en la evaluación física. Estos descriptores explican el gradiente de disturbio que generan las obras hidráulicas a medida que nos acercamos a zonas más urbanizadas con mayor impacto antropogénico (Fig. 46).

Por último, la calidad biótica a través del número de taxa, grupos funcionales alimentarios y modos de vida, proporción de organismos sensibles y abundancia relativa de los principales grupos taxonómicos (dípteros Chironomidae, moluscos bivalvos y gastrópodos, odonatos y efemerópteros) completan los descriptores más confiables para contribuir a la evaluación de la calidad ecológica.

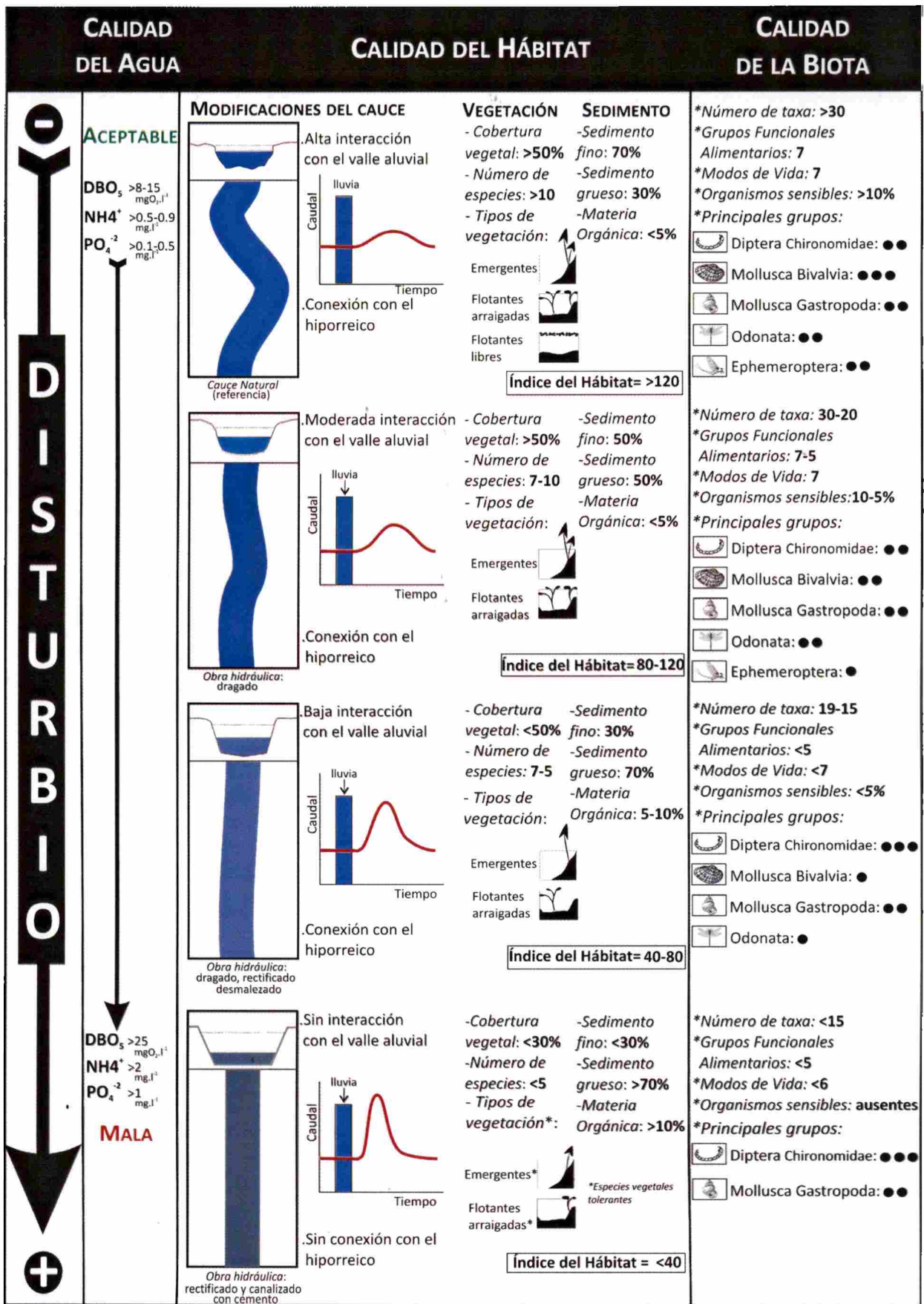


Fig. 46: Principales descriptores seleccionados como indicadores que mejor responden al cambio en la calidad del agua, del hábitat y de la biota en los arroyos estudiados.

Consideraciones finales

Si bien se reconoce la necesidad de implementar medidas que mitiguen los efectos perniciosos que provocan las inundaciones, es necesario tener en cuenta las medidas correctivas que dañen en menor medida la integridad ecológica de los cursos de agua de llanura.

Teniendo en cuenta estas consideraciones y a partir de los resultados obtenidos en el presente estudio, se propone:

- preservar y restaurar los valles de inundación evitando el asentamiento humano y el depósito de diferentes materiales (basura, sedimento, etc.)
- revalorizar la importancia de la llanura de inundación como recarga de acuíferos
- favorecer la conectividad lateral con el valle aluvial, la conectividad vertical con el hiporreos y la evolución temporal de sus hábitats a lo largo de su continuo longitudinal
- contemplar el mantenimiento de los hábitats funcionales propios de arroyos de llanura al decidir la implementación de obras hidráulicas en estos sistemas
- promover el tratamiento adecuado de efluentes industriales y domiciliarios
- concientizar a los gestores ambientales de la necesidad de considerar el concepto de integridad ecológica al momento de emprender obras hidráulicas.

Finalmente, es importante considerar un manejo lógico de las llanuras de inundación, identificando áreas de alto riesgo y ejecutando leyes de zonación que reduzcan al mínimo el desarrollo urbano en zonas aledañas a los cursos de agua. Estas consideraciones son relevantes en vista a los futuros escenarios de cambio climático propuestos para la llanura pampeana por el Panel Intergubernamental para el Cambio Climático (IPCC) que sostiene un incremento de las precipitaciones en esta área. Para esta nueva situación se requerirá de la intervención humana para mitigar los efectos que generen la mayor frecuencia e intensidad de inundaciones. El desarrollo de esta tesis aporta información concerniente al funcionamiento ecológico de los sistemas lóticos pampeanos a ser tenida en cuenta en futuros emprendimientos de manejo hidráulico.

Perspectiva

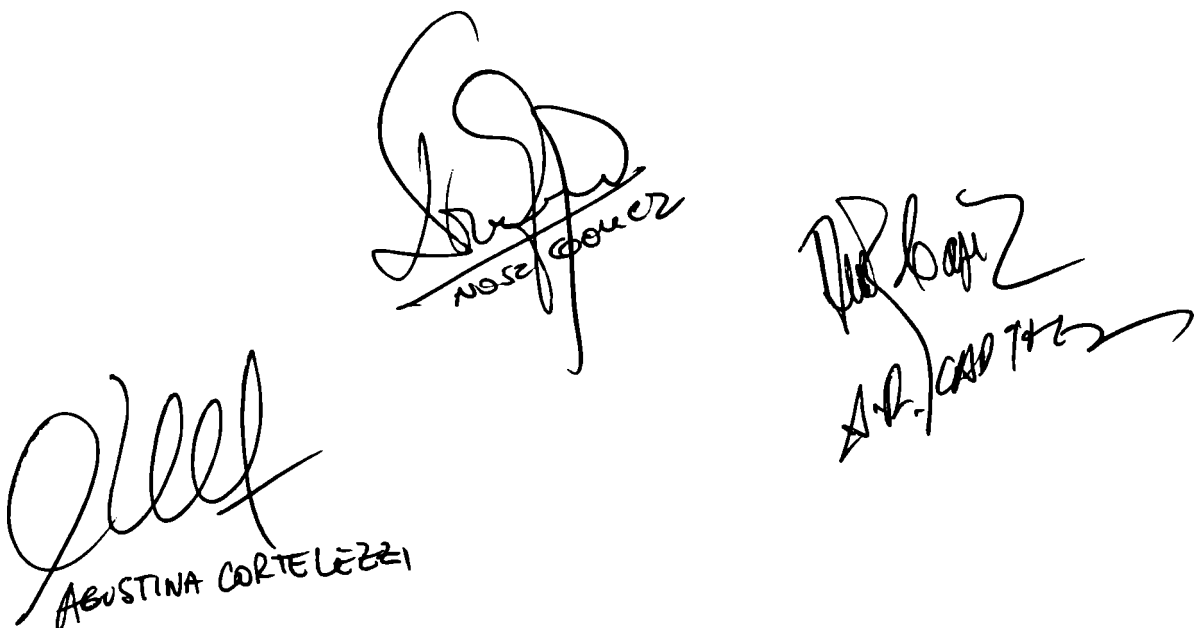
Los resultados alcanzados en este estudio revelaron la necesidad de incrementar el conocimiento de algunos descriptores tales como grupos funcionales alimentarios y modos de vida para sistemas lóticos de llanura.

También resulta fundamental establecer los óptimos y tolerancias de las especies a las variables ambientales que condicionan el desarrollo de los macroinvertebrados en los cursos de agua en cuestión.

La generación de protocolos resulta otro de los requerimientos emergentes para la evaluación y el monitoreo de la calidad ambiental.

Por otra parte, es importante explorar el comportamiento de las comunidades de macroinvertebrados expuestos a los disturbios que provocan las lluvias torrenciales y la capacidad de recuperación, en sistemas modificados y no modificados por obras hidráulicas, en arroyos de escasa pendiente como es el caso de muchos de los sistemas lóticos pampeanos.

Finalmente la generación de índices ecológicos para arroyos de llanura que incluyan la valoración del hábitat es un desafío pendiente para futuros estudios.



AGUSTINA CORTELEZZI

Nora Gómez

Dr. Rodríguez

BIBLIOGRAFÍA



7. BIBLIOGRAFIA

Alba Tecedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Almeria, vol.II: 203-213.

Allan, J. D., 1982. Feeding habits and prey consumption of three setipalpiid stoneflies (Plecoptera) in a mountain stream. *Ecology* 63: 26–34.

Allan, J. D., Flecker, A. S. & McClintock, N. L. 1987. Prey preference of stoneflies: sedentary vs mobile prey. *Oikos* 49: 323-331.

Allan, J. D. 1995. Stream Ecology. Structure and function of running waters. Chapman & Hall, London. 338 pp.

Allan, J. D. & Johnson, L. B. 1997. Catchment-scale analysis of aquatic ecosystems. *Freshwater Biology* 37: 107-111.

Allan, J. D., Brenner, J., Erazo, J., Fernandez, L., Flecker, A. S., Karwan, D. L., Segnini, S. & Taphorn, D. C. 2002. Land Use in Watersheds of the Venezuelan Andes: a Comparative Analysis. *Conservation Biology* 16: 527-538.

American Public Health Association (APHA) 1998. Standard methods for examination of water and wastewater. American Public Health Association, American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. 20th edn. Washington D.C. 1170 pp.

Andrew, J. D. & Hasler, A. D. 1943. Fluctuations in the populations of the littoral zone in Lake Mendota. *Transactions and Proceedings of the Royal Society of New Zealand* 35: 175-185.

Angrisano, E. B. & Korob, P. G. 2001. Trichoptera. En: Fernández, H. & E. Domínguez (Eds.), Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos, Universidad Nacional de Tucumán, Serie Ciencia y Técnica, Tucumán, 55-92 pp.

Armitage P. D. 1995. Faunal community change in response to flow manipulation. Pp. 59-78. In: Harper DM, Ferguson AJD (eds). The ecological basis for river management. John Wiley & Sons Ltd, England. 614 pp.

Armitage, P. D. & Pardo, I. 1995. Impact assessment of regulation at the reach level using macroinvertebrate information from mesohabitats. *Regulated Rivers: Research and Management* 10: 147-158.

Armitage, P. D. & Cannan, C. E. 1999. Annual changes in summer patterns of mesohabitat distribution and associated macroinvertebrates assemblages. *Hydrological Processes* 14: 3161-3179.

Ball, J. 1982. Stream Classification Guidelines for Wisconsin. Wisconsin Department of Natural Resources Technical Bulletin. Wisconsin Department of Natural Resources, Madison, Wisconsin.

Bauer, D., Conde, M. E. & Gómez, N. 2002. Phytoplankton of a small lowland stream related to water quality and hydraulic discontinuities. *Archive Hydrobiology* 153: 421-442.

Barbagallo, J. E. 1983. Las áreas anegables de la Pampa Deprimida. Un planteo agrohidrológico para su solución. En: Coloquio internacional sobre hidrología de grandes llanuras. Olavarría - Argentina. 798-864 pp.

Barbour, M. T. & Stribling, J. B. 1991. Use of habitat assessment in evaluating the biological integrity of stream communities. In George Gibson, editor. Biological criteria: Research and regulation, proceedings of a symposium, 12-13. Arlington, Virginia. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA-440-5-91-005.

Barbour, M. T. & Stribling, J. B. 1994. A technique for assessing stream habitat structure. Pages 156-178. In Conference proceedings, Riparian ecosystems in the humid U.S.: Functions, values and management. National Association of Conservation Districts, Washington, D.C. March 15-18, 1993, Atlanta, Georgia.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D. & Stribling, J. B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C. 326 pp.

Beisel, J. N, Usseglio-Polatera, P., Thomas, S. & Moreteau, J. C. 1998. Effects of mesohabitat sampling strategy on the assessment of stream quality with benthic invertebrate assemblages. *Archiv für Hydrobiologie* 124: 493-510.

Bis, B., Zdanowicz, A. & Zalewski, M. 2000. Effects of catchment properties on hydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiologia* 422/423: 369-387.

Bode, R. W., Novak, M. A. & Abele, L. E. 1997. Biological Stream Testing. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 14p.

Bode, R. W., Novak, M. A. & Abele, L. E. 2002. Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State. NYS Department of Environmental Conservation, Albany, NY. 122 pp.

Bojsen, B. H. & Barriga, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology* 47: 2246-2260.

Bonetto, A. A. & Wais, I. R. 1995. Southern South American streams and rivers. En: Cushing, C.E., Cummins, K.W., Minshall, G.W. (Eds.), *Ecosystems of the World Rivers and Stream Ecosystems*, 22. Amsterdam, Elsevier, pp. 257-293.

Borchardt, D. 1993. Effects of flow and refugia on drift loss of benthic macroinvertebrates: implications for habitat restoration in lowland streams. *Freshwater Biology* 29: 221-227.

Brailovsky, A. E. & Foguelman, D. 2002. Memoria verde. Sudamericana, Buenos Aires, 375 pp.

Brinkhurst, R. O. & Marchese, M. R. 1992. Guía para la identificación de oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamérica. Asociación de Ciencias Naturales del Litoral, Colección Climax N° 6, Santo Tomé, Argentina. 207 pp.

Brinkhurst, R. O. 1993. Future directions in freshwater biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 442-460. In D. M. Rosemberg y V. H. Resh (eds.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman y Hall, New York.

Brooker, M. P. 1985. The ecological effects of channelization. *The geographical Journal* 151: 63-69.

Brooks, A. J., Haeusler, T., Reinfelds I. & Williams, S. 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology* 50: 331-344.

Brown, B. L. 2003. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. *Ecology Letters* 6: 316-325.

Brunke, M., Hoffman, A. & Pusch, M. 2001. Use of mesohabitat-specific relationship between flow velocity and river discharge to assess invertebrate minimum flow requirements. *Regulated Rivers: Research and Management* 17: 667-676.

Buss, D. F., Baptista, D. F., Silveira, M. P., Nessimian J. L. & Dorville, L. F. M. 2002. Influence of water chemistry and environmental degradation on macroinvertebrate assemblages in a river basin in south-east Brazil. *Hydrobiologia* 481: 125-136.

Buffagni, A., Crosa, G. A., Harper, D. M. & Kemp, J. L. 2000. Using macroinvertebrate species assemblages to identify river channel habitat units: an application of the functional habitats concept to a large, unpolluted Italian river (River Ticino, northern Italy). *Hidrobiología* 435: 213-225.

Cabrera, A. L. 1964. Las plantas acuáticas. Eudeba, Buenos Aires, 96pp.

Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. ACME S.A.C.I., Buenos Aires. 85 pp.

Cabrera, A. L. & Willink, A. 1980. Biogeografía de América Latina. Serie de Biología, monografía N° 13, O.E.A. 2ª edición corregida. 122 pp.

Callisto, M., Moreno, C. E. & Barbosa, F. A. R. 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipo, southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 61:259-266.

Caraco, N. F. & Cole, J. J. 1997. Contrasting impacts of a native and alien macrophytes on dissolved oxygen in a large river. *Ecological Application* 12: 1496-1509.

Chin, A. 2006. Urban transformation of river landscapes in a global context. *Geomorphology* 79: 460–487.

Chisholm, P. S., Ayers, H. D., Dickinson, W. T. & MacNab, I. D. 1976. Effects of altering streambed size on a specific measure of biological diversity. *Canadian Journal of Civil Engineering* 3: 563–570.

Clausen, B. & Biggs, B. J. F. 1997. Relationships between benthic biota and hydrological indices in New Zealand streams. *Freshwater Biology* 38: 327-342.

Clifford, N. J., Harmar, O. P., Harvey G. & Petts, G. S. 2006. Physical habitat, eco-hydraulics and river design: a review and re-evaluation of some popular concepts and methods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 16: 389-408.

Coffman, W. P. & Ferrington, L. C. 1996. Chironomidae. En: Merrit R.W. & K.W. Cummins (eds.), *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, Kendall & Hunt Publishing Company, United States of America, pp. 551-652.

Cooper, S. D., Barmuta, L., Sarnelle, O., Kratz, K. & Diehl, S. 1997. Quantifying spatial heterogeneity in streams. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 174-188.

Corigliano, M. C. 1994. El efecto de los embalses sobre la fauna planctónica y bentónica del río Ctalamochita (Tercero), (Córdoba, Argentina). *Revista UNRC* 14: 23-38.

Covich, A. P., Clements, W. H., Fausch, K. D., Stednick, J. D., Wilkins-Wells, J. & Abt, S. R. 1995. Ecological Integrity and western management: a Colorado perspective. Reports. <http://cwrri.colostate.edu/pubs/balance/balance.html>.

Covich, A. P. 1988. Geographical and historical comparisons of neotropical streams: biotic diversity and detrital processing in highly variable habitats. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 361-386.

Covich, A. P., Palmer, M. A. & Crowl, T. A. 1999. The role of benthic invertebrates species in freshwater ecosystems. *BioScience* 49: 119-127.

Crowder, L. B. & Cooper, W. E. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* 63: 1802-1813.

Crowder, D. W. & Diplas, P. 2006. Applying spatial hydraulic principles to quantify stream habitat. *River Research and Applications* 22: 79-89.

Cummins, K. W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 18: 183-206.

Cyr, H. & Downing, J. A. 1998. The abundance of phytophilous invertebrates on different species of submerged macrophytes. *Freshwater Biology* 20: 365-374.

Darrigran, G. & Lagreca, M. 2005. Moluscos litorales del estuario del Río de la Plata. Serie Técnica Didáctica N°8. Probiota, FCNYM-UNLP. 41 pp.

Dawson, F. H., Clinton, E. M. F. & Ladle, M. 1991. Invertebrates on cut weed removed during weed-cutting operations along an English river, the River Frome. *Aquac Fish Management* 22: 113-121.

Díaz Villanueva, V. & Albariño, R. J. 1999. Feeding habit of *Notoperla archiplatae* (Plecoptera) larvae in a North Patagonian Andean stream, Argentina. *Hydrobiologia* 412: 43-52.

Domínguez, E., Hubbard, M. D. & Pescador, M. L. 1994. Los Ephemeroptera en Argentina. En: Castellanos, Z. A. (ed.), Fauna de Agua Dulce de la República Argentina, FECIC, Buenos Aires, 33. 1-142 pp.

Domínguez, E. & Fernández, H. R. 1998. Calidad de los ríos de la cuenca del Salí (Tucumán, Argentina) medida por un índice biótico. Conservación de la Naturaleza, N° 12. Fundación Miguel Lillo, Tucumán. 31pp.

Domínguez, E., Hubbard, M. & Pescador, M. 2001. Los Ephemeroptera de Argentina. En Fauna de Agua Dulce de la República de Argentina Vo. 23. Insecta Ephemeroptera Fascículo 1. pp. 5-141.

Downing, J. A. & Cyr, H. 1985. Quantitative estimation of epiphytic invertebrate populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1570-1579.

Downes, B. J., Lake, P. S., Schreiber, E. S. G. & Glaister, A. 1998. Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony upland stream. *Ecological Monographs* 68: 237-257.

Downes, B. J. 2000. Patch dynamics and mobility of fauna in streams and other habitats. *Oikos* 59: 411-413.

Dufrene, M. & Legendre, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* 67: 354-366.

Dyer, S. D., White-Hull, C. E, Wang, X., Johnson, T. D. & Carr, G. J. 1998. Determining the influence of habitat and chemical factors on instream biotic integrity for a Southern Ohio watershed. *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6: 91-110.

Feijoó, C. S. & Lombardo, R. J. 2007. Baseline water quality and macrophyte assemblages in Pampean streams: A regional approach. *Water Research* 41: 1399-1410.

Fernández, L. & Schnack, J. A. 1977. Estudio preliminar de la meiofauna bentónica en tramos poluídos de los arroyos Rodríguez y Carnaval (Provincia de Buenos Aires). *Ecosur* 8: 103-115.

Fernández, H. R., Domínguez, E., Romero, F. & Cuezco, M. G. 2006. Los bioindicadores en el Noroeste Argentino. Serie conservación de la Naturaleza 16. Fundación Miguel Lillo, 36 pp.

Fitkau, E. J. 1986. Conocimiento actual sobre la colonización de la región tropical sudamericana por insectos acuáticos y su historia evolutiva, con especial referencia a los quironómidos. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 17: 97-103.

Folk, R.L. 1974. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Pub. Co., Austin, 399 Texas. 182 pp.

Fossati, O., Wasson, J. G., Hery, C., Salinas G. & Marin, R. 2001. Impact of sediment releases on water chemistry and macroinvertebrate communities in clear water Andean streams (Bolivia.). *Archiv für Hydrobiologie* 151: 33-50.

Frady, C. H. 2005. Headwater Stream Macroinvertebrates of the H.J. Andrews Experimental Forest, Oregon. Master of Science in Fisheries Science, USA. 112 pp.

Frink, C.R. 1996. A perspective on metals in soils. *Journal Soil Contamination*. 5: 329-359.

Frissell, C. A., Liss, W. J., Warren, C. E. & Hurley M. D. 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental management* 10: 199-214.

FWI. ECOLOGICAL INTEGRITY WORKSHOP. 1999. Evaluating ecological integrity at freshwater sites. Las Brisas Ranch. Temecula. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua. 61 California. 1-44 pp.

Gantes, H. P. & Sánchez Caro, A.. 2001. Environmental heterogeneity and spatial distribution of macrophytes in plain streams. *Aquat. Bot.* 70: 225-236.

Gantes, H. P. & Tur, N .M.. 1995. Variación temporal de la vegetación acuática en un arroyo de llanura. *Revista Brasileira de Biologia* 55: 259-266.

García, M. E. 2008. Estudio del efecto de la contaminación sobre invertebrados del complejo zoobentónico en arroyos de la llanura pampeana. Tesis Doctoral, FCNYM-UNLP. 316 pp.

Gibson, G. R., Barbour, M. T., Stribling, J. B., Gerritsen, J. & Karr, J. R. 1996. Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers. Revised Edition. U.S. E.P.A., Office Water, EPA 822-B-96-001. Washington, D.C.

Giorgi, A., Feijoó, C. & Tell, G. 2005. Primary producers in a Pampean stream: temporal variation and structuring role. *Biodiversity and Conservation* 14: 1699-1718.

Gill, M. A., Vallania, E. A. & Corigliano, M. C. 1998. Abundancia y distribución de Simuliidae (Diptera) en arroyos de las sierras de San Luis, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 57: 33-38.

Goldstein, R. M., Wang, L., Simon, T. P. & Stewart, P. M. 2002. Development of a stream habitat index for the Northern Lakes and Forests Ecoregion. *North American Journal of Fisheries Management* 22:452-464.

Gorman, O. T. & Karr, J. R. 1978. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* 59: 507-515.

Graca, M. A. S, Rodrigues Capítulo, A., Ocón, C. S. & Gómez, N. 2002. In situ test for water quality assessment: a case study in Pampean rivers. *Water research* 36: 4033-4040.

Gregg, W. W. & Rose, F. L. 1982. The effects of aquatic macrophytes on the stream microenvironment. *Aquatic Botany* 14: 309-324.

Gregg, W. W. & Rose, F. L. 1985. Influences of aquatic macrophytes on invertebrate community structure, guild structure, and microdistribution in streams. *Hydrobiologia* 128: 45-56.

Hann, B. J. 1995. Invertebrate associations with submersed aquatic plants in a prairie wetland. UFS (Delta Marsh) Annual Report, 30: 78-84.

Harper, D. M., Smith C. D. & Barham, P. J. 1992. Habitats as the building blocks for river conservation assessment (P. J. Boon, P. Calow, and G. E. Petts). River Conservation and Management. John Wiley and Sons Ltd.

Harper, D. M., Smith, C. D., Barham, P. J. & Howell, R. 1995. The ecological basis for the management of the natural river environment. In Harper, D. M. & A. J. D. Ferguson (eds), The Ecological Basis for River Management. JohnWiley & Sons Ltd, Chichester, 219-238 pp.

Harper, D. M., Smith, C. D., Kemp, J. L. & Crosa, G. A. 1998. The use of 'functional habitats' in the conservation, management and rehabilitation of rivers. In Bretschko, G. & J. Halesic (eds), *Advances in River Bottom Ecology*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 315-326 pp.

Harper, D & Everard, M. 1998. Why should the habitat-level approach underpin holistic river survey and management? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 8: 395-413.

Hart, D. D. & Robinson, C. T. 1990. Resource limitation in a stream community: phosphorus enrichment effects on periphyton and grazers. *Ecology* 71: 1494-1502.

Hauer, F. R. & Resh, V. H. 2006. Macroinvertebrates. En R. Hauer y G. Lamberti, eds. *Methods in stream ecology*. Nueva York: Academic Press, 4435-464 pp.

Heck, K. L. & Westone, G. S. 1977. Habitat complexity and invertebrate species richness and abundance in tropical seagrass meadows. *Journal of Biogeography*, 4: 135-142.

Heino, J. 2005. Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biology* 50: 1578-1587.

Henriques-Oliveira, A. L., Nessimian, J. L. & Dorville, L. F. M. 2003. Feeding habits of chironomid larvae (Insecta: Diptera) from a stream in the Floresta da Tijuca, Rio de Janeiro, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia* 63: 269-281.

Hering, D., Moog, O., Sandin, L. & Verdonschot, P. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.

Hildebrand, R. H., Lemly, A. D., Dolloff, C. A. & Harpster, K. L. 1997. Effects of large woody debris placement on stream channels and benthic macroinvertebrates. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 931-939.

Hildrew, A.G. 1998. Physical habitat and the benthic ecology of streams and rivers. In Bretschko, G. & J. Halesic (eds), *Advances in River Bottom Ecology*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, 13-22 pp.

Hilsenhoff, W. L. 1987. An improved biotic index of organic stream pollution. *Great Lakes Entomol.* 20:31-39.

Horne, 2000. Phytoremediation by constricted wetlands. In: Terry W, Buñuelos G (eds). Phytoremediations of contaminated Soils and water. CRC. Press LLC. Boca Ratón. FL. USA. 13-39 pp.

Hughes, R. M., Whittier, T. R., Rohm, C. M. & Larsen, D. P. 1990. A regional framework for establishing recovery criteria. *Environmental Management* 14: 673-683.

Humphries, P. 1996. Aquatic macrophytes, macroinvertebrate associations and water levels in a lowland Tasmanian river. *Hydrobiologia* 321: 219-233.

Ituarte, C. 2007. Las especies de *Pisidium* Pfeiffer de Argentina, Bolivia, Chile, Perú y Uruguay (Bivalvia-Sphaeriidae). *Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat.* 9: 169-203.

Jenkins, R. A., Wade, K. R. & Pugh, E. 1984. Macroinvertebrate habitat relationships in the River Teifi catchment and the significance to conservation. *Freshwater Biology* 14: 23-42.

Kaenel, B. R., Matthaei, C. D. & Uehlinger, U. 1998. Disturbance by aquatic plant management in streams: Effects on benthic invertebrates. *Regulated Rivers: Research and Management* 14: 341-356.

Karr, J. R & Dudley, D.R. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* 5: 55-68.

Karwan, D. L., Allan, J. D. & Bergen, K. 2001. Changing near-stream land use and river channel morphology in the Venezuelan Andes. *Journal of the American Water Resources Association* 37: 1579-1588.

Kemp, J. L., Harper, D. M. & Crosa, G. A. 1999. Use of "functional habitats" to link ecology with morphology and hydrology in river rehabilitation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 9: 159-178.

Kemp, J. L., Harper, D. M. & Crosa, G. A. 2000. The habitat-scale ecohydraulics of rivers. *Ecological Engineering* 16: 17-29.

Kemp, J. L., Harper, D. M. & Crosa, G. A. 2002. A deeper understanding of river habitat-scale ecohydraulics: interpreting the relationship between habitat type, density and velocity using knowledge of sediment dynamics and macrophytes growth. *Ecohydrology and Hydrobiology* 2: 271-282.

Kern-Hanseun, Y. & Dawson, F. H. 1978. The standing crop of aquatic plants of Lowland Streams in Denmark and the inter-relationships of nutrients in plant, sediment and water. Proc. EWRS 5th Symposium on Aquatic Weeds.

Klemm, D. J. & Lazorchak, J.M. 1994. Environmental monitoring and assessment program surface waters and Region 3 regional environmental monitoring and assessment program. Pilot field operation and methods manual for streams. Environmental Monitoring Systems Lab. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. EPA/620/R-94/004.

Kolasa, J. & Rollo, D. 1991. Introduction: the heterogeneity of heterogeneity: a glossary. In *Ecological Heterogeneity*, Kolasa J, Pickett STA (eds). Springer-Verlag: New York, 1-24 pp.

Lamouroux, N., Dolédec, S. & Gayraud, S. 2004. Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society* 23: 449-466.

Lammert, M. & Allan, D. 1999. Assessing biotic integrity of streams: effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates. *Environmental Management* 23: 257-270.

Lancaster, J. & Hildrew A. G., 1993. Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 385-393.

Lancaster, J. & Belyea, L. R. 1997. Nested hierarchies and scale-dependence of mechanisms of flow refugium use. *Journal of the North American Benthological Society* 16: 221-238.

Legendre, P. & Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. 2nd edition. Elsevier, Amsterdam. 853 pp.

Licursi, M. & Gómez, N. 2008. Effects of dredging on benthic diatoms ssemblages in lowland stream. *Journal of Environmental Management* 90: 973-982.

Lillie, R. A. & Budd, J. 1992. Habitat architecture of *Myriophyllum spicatum* L. as an Index to Habitat Quality for Fish and Macroinvertebrates. *Journal of Freshwater Ecology* 7: 113-125.

Lodge, D. M. 1991. Herbivory on freshwater macrophytes. *Aquatic Botany* 41: 195-224.

Lopretto, E. & Tell, G. 1995. Ecosistemas de aguas continentales. Metodologías para su estudio. I-II-II. Buenos Aires: Ediciones Sur.

Mackereth, F. J. H., Heron J., & Talling, J. F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologists. Freshwater Biological Association, Scientific Publication, 36, 120.

Malmquist, H. L., Antonsson, T., Gudbergsson, G., Skúlason, S. & Snorrason, S. S. 2000. Biodiversity of macroinvertebrates on rocky substrate in the surf zone of iceland lakes. *Verh, Internat, Verein, Limnol.* 27: 121-127.

Mandaville, S. M. 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. Project H-1. Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, 128 pp.

Margalef, R. 1997. *Our Biosphere*. O. Kinne, editor. Excellence in Ecology Series. Ecology Institute, Oldendorf, Germany.

McCoy, E. D. & Bell, S. S. 1991. Habitat structure: the evolution and diversification of a complex topic. In *Habitat Structure-the Physical Arrangement of Objects in Space*, Bell SS, McCoy ED, Mushinsky HR (eds). Chapman and Hall: London; 3-21 pp.

Mackereth, E.J., Heron, F. J. H. & Talling, J. F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologist. Freshwater Biological Association, Scientific Publication No. 36. 120 pp.

McCune, B. & Mefford, 1999. Multivariate analysis of ecological data. Version 4.25. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.

Meador, M.R., Hupp, C.R., Cuffney, T.F. & Gurtz, M.E. 1993. Methods for characterizing stream habitat as part of the national water-quality assessment program. U.S. Geological Survey Open-File Report, Raleigh, North Carolina. USGS/OFR 93-408.

Merrit, R. W. & Cummins, K. W. 1996. Trophic relations of macroinvertebrates. En F. R. Hauer & G. A. Lamberti (Eds). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, USA. 674 pp.

Minshall, G. W. 1984. Aquatic insect-substratum relationship. In: *The ecology of aquatic insects*. VH Resh & DM Rosemberg (eds). Praeger, New York. 358-400 pp.

Minshall, G. W., Cummins, K. W., Petersen, R. C., Cushing, C.E., Bruns, D.A. Sedell, J. R. and Vannote R. L. 1985. Developments in stream ecosystem theory. *Can. J. Fish and Aquat. Sci.* 42: 1045-1055.

Minshall, G. W. 1988. Stream ecosystem theory: a global perspective. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 7: 26-288.

Miserendino, M. L. 2009. Effects of flow regulation, basin characteristics and land-use on macroinvertebrate communities in a large arid Patagonian river. *Biodivers Conserv.* DOI 10.1007/s10531-008-9565-3.

Miyake, Y. & Nakano, S. 2002. Effects of substratum stability on diversity of stream invertebrates during baseflow at two spatial scales. *Freshwater Biology* 47: 219-230.

Momo, F. R., Feijoó, C. S., Casset, M. A., Doyle, S., Álvarez, A., García M. E. & Giorgi, A. D. N. 2004. Estructura fractal de macrófitas acuáticas y diversidad de invertebrados asociados. III Congreso de Ecología y Manejo de Ecosistemas Acuáticos Pampeanos, Tandil.

Monahan, C. & Caffrey, J. M. 1996. The effect of weed control practices on macro-invertebrate communities in Irish Canals. *Hydrobiologia* 340:205-211.

Moore, K. M. S., Jones, K. K. & Dambacher, J. M. 1997. Methods for stream habitat surveys. Oregon Department of Fish and Wildlife, Information Reports 97-4: 1-40.

Moss, D., Furse, M. T., Wright, J. T. & Armitage, P. D. 1987. The prediction of macro-invertebrate fauna of unpolluted running-water sites in Great Britain using environmental data. *Freshwater Biology* 17:41-52.

Mortensen, E. 1977. Density-dependent mortality of trout fry (*Salmo trutta* L.) and its relationship to management of small streams. *Journal of Fish Biology* 11: 613-617.

Muotka, T. & Laasonen, P. 2002. Ecosystem recovery in restored headwater streams: the role of enhanced leaf retention. *Journal of Applied Ecology* 39: 145-156.

National Research Council 1992. Restoration of Aquatic Ecosystems. Washington, D.C.: National Academy Press.

Naiman, R. 1992. New Perspectives for Watershed Management. In: R.J. Naiman (ed.), Watershed Management: Balancing Sustainability and Environmental Change. Springer-Verlag, New York. 3-11 pp.

Newsom, M. D., Harper, D. M., Padmore, C. L., Kemp, J. L. & Vogel, B. 1998. A cost-effective approach for linking habitats, flow types and species requirements. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 431-446.

Newsom, M. D. & Newsom, C. L. 2000. Geomorphology, ecology and river channel habitat: mesoscale approaches to basin scale challenges. *Progress in Physical Geography* 24: 195-217.

Ocón, C. S. & Rodríguez Capítulo, A. 2004. Presence and abundance of Ephemeroptera and other sensitive macroinvertebrates in relation with habitat conditions in pampean streams (Buenos Aires, Argentina). *Archiv für Hydrobiologie* 159: 473-487.

Ocón, C. S. 2006. Estudio del zoobentos en arroyos bonaerenses sometidos a distinto grado de disturbio: evaluación del papel indicador de los Ephemeroptera. Tesis doctoral FCNyM (UNLP).

Oliveira V. & Cortes R. M. V. 2005. A biologically relevant habitat condition index for streams in northern Portugal. *S. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 189-210.

Onaindia, M., de Bicuña, B. G. & Benito, I. 1996. Aquatic Plants in Relation to Environmental Factors in Northern Spain. *Journal of Environmental Management* 47: 123-137.

Paggi, A. C. 2001. Diptera: Chironomidae. *En: Fernández, H. R. & E. Domínguez (eds.), Guía para la Determinación de los Artrópodos Bentónicos Sudamericanos, Editorial Universitaria de Tucumán, 167-193 pp.*

Palmer, C., O'Keeffe, J., Palmer, A., Dunne, T. & Radloff, S. 1993. Macroinvertebrate functional feeding groups in the middle and lower reaches of the Buffalo River eastern Cape, South Africa. I. Dietary variability. *Freshwater Biology* 29: 441-453.

Pardo, I. & Armitage, P. D. 1997. Species assemblages as descriptors of mesohabitats. *Hydrobiologia* 344: 111-128.

Pardo I., Álvarez M., Casas J., Moreno J. L., Vivas S., Bonada N., Alba-Tercedor J., Jáimez-Cuéllar P., Moyá G., Prat N., Robles S., Suárez M. L., Toro M. & Vidal-Abarca M. R. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21: 115-133.

Pavé, P. J. & Marchese, M. 2005. Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná-Entre Ríos, Argentina). *Ecología Austral* 15:183-197.

Pedersen, M. L. 2003. Physical structure in lowland streams and effects of disturbance. PhD thesis. National Environmental Research Institute, Silkeborg, Denmark. 108 pp.

Pereyra, F. X. 1999. Geología urbana del área metropolitana bonaerense y su influencia en la problemática ambiental. *Revista de la Asociación Geológica* 59: 394-410.

Pereyra, F. X. & Rimoldi, H. 2000. Geosciences and Urban sprawl: AMBA city case, Argentina. Special Symposia, invited contribution. XXX International Geological Congress, Río de Janeiro, Actas en CD.

Pereyra, F. X. 2004. Geología urbana del área metropolitana bonaerense y su influencia en la problemática ambiental. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 59: 394-410.

Petersen, L. B. M. & Petersen, R. C. 1991. Short term retention properties of channelized and natural streams. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische and angewandte Limnologie* 24: 1756-1759.

Petts, G. E. & Calow, P. 1996. The Nature of Rivers: 1-6. En River Restoration. G. Petts & P. Calow Eds. 231 pp.

Pickett, S. & White, P. S. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, EEUU, 472 pp.

Plafkin, J. L., Barbour, M. T., Porter, K. D., Gross, S.K. & Hughes, R.M. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C. EPA 440-4-89-001.

Poi de Neiff, J. J. 1989. Dry weight loss and colonization by invertebrates of *Eichhornia crassipes* under aerobic conditions. *Tropical Ecology* 30:175-182.

Poole, G. C. 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river continuum. *Freshwater Biology* 47: 641-660.

Prat, N., Rireadevall, M., Munné, A. & Chacón, G. 1996. Estudis de la qualitat ecològica dels rius. Vol. I: La qualitat ecològica del Besòs i el Llobregat. Informe 1994-

1995. Diputació de Barcelona. 102 pp.

Pretty, J. L., Harrison, S. S. C., Sheperd, A., Smith, D. J. C., Hildrew, A. G. & Hey, R. D. 2003. River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* 40: 251-265.

Príncipe, R. E. 2008. Efectos ecológicos de azudes sobre el bentos de arroyos serranos. Tesis Doctoral Universidad Nacional de Río Cuarto, 141 pp.

Principe, R. E. & Corigliano, M. C. 2006. Benthic, drifting and marginal macroinvertebrate assemblages lowland river: temporal and spatial variations and size. *Hydrobiologia* 553: 303-317.

Rabeni, C. F., Doisy, K. E. & Galat, D. L. 2002. Testing the biological basis of a stream habitat classification using benthic macroinvertebrates. *Ecological Application* 12: 782-796.

Radwell, A. 2000. Ecological integrity assessment of Ozark Rivers to determine suitability for protective status. Arkansas Cooperative Fish and Wildlife Research Unit. Coop. Unit Publication N° 36.

Rankin, E. T. 1991. The use of the qualitative habitat evaluation index for use attainability studies in streams and Rivers in Ohio. In George Gibson, editor. Biological Criteria: Research and Regulation, Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. EPA 440/5-91-005.

Rankin, E. T. 1995. Habitat indices in water resource quality assessments. Pages 181-208 in W.S. Davis and T.P Simon (editors). Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.

Ratto, S., Marceca, E., Moscatelli, G., Abbruzese, D., Bardi, H., Bossi, M., Bres, P., Cerdón, G., Di Nano, M. P., Murrini, L., Potarsky, K. & Williams, F. 2004. Evaluación de la contaminación orgánica e inorgánica en un suelo aluvial de la costa del Riachuelo, Buenos Aires, Argentina. *Ecología Austral* 14: 179-190.

Raven P. J., Holmes, N. T., Dawson, F. H., Fox, P. J. A., Everard, M., Fozzard, I. & Rouen, K. J. 1998. River Habitat Quality, the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. Environment Agency, Bristol, UK. 85 pp.

Reece, P. & Richardson J. S. 2000. Biomonitoring with the reference condition approach for the detection of aquatic ecosystem at risk. In L.M. Dearling (ed):

Proceedings of a conference on the biology and management of species and habitats at risk, Kamloops, B.B. Vol. 2, 549-552.

Ringuelet, R. 1962. Ecología Acuática Continental. EUDEBA. Buenos Aires, 137 pp.

Riis, T. & Sand-Jensen, K. 2001. Historical changes in species composition and richness accompanying perturbation and eutrophication of Danish lowland streams over 100 years. *Freshwater Biology* 46: 269-280.

Robertson, A.L., Lancaster, J. & Hildrew, A.G. 1995. Stream hydraulics and the distribution of microcrustacea - a role for refugia. *Freshwater Biology* 33: 469-484.

Rodríguez Capítulo, A. 1992. Los odonata de la República Argentina. Fauna de agua dulce de la República Argentina. Vol. 34, 91 pp.

Rodríguez Capítulo, A., César, I., Tassara, M. P., Paggi, A. C. & Remes Lenicov, M. 1997. Zoobentos 13, 131-142. En Calidad de las agua de la Franja Costera Sur del Río de la Plata (San Fernando, Magdalena). 157 pp.

Rodríguez Capítulo, A. 1999. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de aguas en ambientes lóticos de la llanura pampeana. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 58: 208-217.

Rodríguez Capítulo, A., Tangorra, M. & Ocón, C. S. 2001. Use of benthic macroinvertebrate to assess the ecological status of pampean rivers (Argentina). *Aquatic ecology* 35: 109-119.

Rodríguez Capítulo, A., Paggi, A. C. & Ocón, C. S. 2002. Zoobenthic communities in relation with the slope, substrate heterogeneity and urban disturbs on pampean hills streams (Argentina). *Verh. internat. Verein. Limnol. Stuttgart* 28: 1267-1273.

Rodríguez Capítulo, A., Ocón, C. S. & Tangorra, M. 2003. Una visión bentónica de los ambientes lóticos del NE de la provincia de Bs. As. *Biología Acuática* 21 (versión electrónica).

Rodríguez Capítulo, A., Muñoz, I., Bonada, N., Gaudes, A. & Tomanova, S. 2009. La biota de los ríos: los invertebrados. En *Conceptos y Técnicas en ecología fluvial*. A. Elosegui & S. Sabater (Eds). 253-270 pp.

Roldán Pérez G., 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento Antioquia-CIEN. Universidad de Antioquia. 218 pp.

Romero, V .F. 2001. Plecoptera. En H.R. Fernández & E. Domínguez (eds.). Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. Universidad Nacional de Tucumán, Tucumán, Argentina. 93-109 pp.

Roni, P., Beechie, T. J., Bilby, R. E., Leonetti, F. E., Pollock, M. M. & Pess, G. R. 2002. A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific northwest watersheds. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 1-20.

Rooke, J. B. 1984. The invertebrate fauna of four macrophytes in a lotic system. *Freshwater Biology* 14: 507-513.

Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, N.Y. 488 pp.

Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. 1996. Use of aquatic insects in biomonitoring. Pp. 87-97. In R. W. Merritt y K. W. Cummins (eds.) An Introduction to the aquatic insects of North America, 3a. de. Kendall/Hunt, Dubuque, I.A.

Roth, N., Allan, J. D. & Erickson, D. 1996. Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales. *Landscape Ecology* 11: 141-456.

Ruse, L. P. 1996. Multivariate techniques relating macroinvertebrate and environmental data from a river catchment. *Water research* 30: 3017-3024.

Sagar, P. M. 1986. The effects of floods on the invertebrate fauna on a large unstable braided river. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 20: 37-46.

Schneider, F. I. & Mann, K. H. 1991. Species specific relationships of invertebrates to vegetation in seagrass bed. I Correlational studies. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 45: 101-118.

Scrimgeour, G. J., Davidson, R. J. & Davison J. M. 1988. Recovery of benthic macroinvertebrate and epilithic communities following a large flood, in an unstable braided, New Zealand river. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 22: 337-344.

Scrimgeour, G. J. & Winterbourn, M. J. 1989. Effects of floods on epilithon and benthic macroinvertebrate populations in an unstable New Zealand river. *Hydrobiologia* 171: 33-44.

Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16: 45-63.

Semeniuk, V. 1997. The linkage between biodiversity and geodiversity. In *Pattern and Process: Towards a Regional Approach to National Estate Assessment of Geodiversity*, Eberhard R (ed.). Technical Series No.2. Australian Heritage Commission & Environment Forest Taskforce, Environment Australia: Canberra; 41-50.

Shannon, C.E. & Weaver, W. 1963. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana.

Scarsbrook, M. R. & Townsend, C. R. 1993. Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat temple study of two contrasting New Zealand streams. *Freshwater Biology* 29: 395-410.

Smith, R. L. & Smith, T. M. 2000. Elements of Ecology. 4th edition update. Adison Wesley Longman, Inc.

Statzner, B. & Holm, T. F. 1982. Morphological adaptations of benthic invertebrates to stream flow – an old question studied by means of a new technique (Laser Doppler Anemometry). *Oecologia* 53: 290-292.

Statzner, B., Gore, J. A. & Resh, V. H. 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 307-360.

Statzner B., Resh, V. H. & Roux, A. L. 1994. The synthesis of long term ecological research in the context of concurrently developed ecological theory: design of a research strategy for the Upper Rhône River and its floodplain. *Freshwater Biology* 31: 253-263.

Statzner B., Hoppenhaus, K., Arens, M. F. & Richoux, P. 1997. Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwater Biology* 8: 109-135.

Statzner, B, Bady, P., Dolédec, S. & Schöll, F. 2005. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: An initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology* 50: 2136-2161.

Statzner, B., Bonada, N. & Dolédec, S. 2007. Conservation of taxonomic and biological trait diversity of European stream macroinvertebrate communities: A case for a collective public database. *Biodiversity and Conservation* 16: 3609-3632.

Storey, A. W. & Lynas, J. 2007. Application of the functional habitat concept to the regulated Lower Ord River, Western Australia, Part I, macroinvertebrate assemblages. *Hydrobiologia* 592: 499-512.

STATISTICA for Windows 1993. StatSoft. Inc. (software) versión 4.5.

Sullivan, S. M., Watzin, M. C. & Hession, W. C. 2004. Understanding stream geomorphic state in relation to ecological integrity: Evidence using habitat assessments and macroinvertebrates. *Environmental Management* 34: 669-683.

Tabatabai, M.A. 1974. Determination of sulphate in watersamples. *Sulphur Institute Journal* 10-2.

Tangorra M., Ocón, C. S., Rodríguez Capítulo, A. 2000. Aplicación de Índices Bióticos en cuerpos lóticos Pampásicos. Actas XVIII Congreso Nacional del Agua. Santiago del Estero, Argentina: 101-109.

Tangorra, M., 2004. Colonización y descomposición de especies vegetales por invertebrados en sistemas lóticos pampásicos. Tesis doctoral FCNYM-UNLP, 118pp.

Tarbutk, E. J. & Lutgens, F. K. 1999. Ciencias de la Tierra: una introducción a la geología física. 6° edición. Prentice Hall. 563 pp.

Teslenko, V. A. 1997. Feeding habits of the predaceous stoneflies in a salmon stream of the Russian far east. In Landolt, P. & M. Sartori (eds), *Ephemeroptera & Plecoptera Biology—Ecology—Systematics*. MTL, Fribourg: 73-78.

ter Braak, C. J. F. & Smilauer, P. 1998. CANOCO. Reference manual and User's guide to Canoco for Windows: software for Canonical Community Ordination (version 4). Microcomputer, Ithaca, USA. 352 pp.

ter Braak, 1998. CANOCO. A Fortran Program for Canonical Community Ordination. (Versión 4). Centro de Biometría Wageningen, The Netherlands.

Tessier, C., Cattaneo, A., Pinel-Alloul, B., Galanti, G. & Morabito, G. 2004. Biomass, composition and size structure of invertebrate communities associated to different types of aquatic vegetation during summer in Lago di Candia (Italy). *Journal of Limnology* 63: 190-198.

Tickner, B., Armitage, P. D., Bickerton, M. A. & Hall, K. A. 2000. Assessing stream quality using information on mesohabitat distribution and character. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 10: 179-196.

Tokeshi, M. & Pinder, L. C. V. 1985. Microhabitats of stream invertebrates on two submersed macrophytes with contrasting leaf morphology. *Holarctic Ecology* 8: 313-319.

Tomanova, S., Goitia, E., Helešić, J. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. *Hydrobiologia* 556: 251-264.

Townsend, C.R. & Hildrew, A.G. 1994. Species traits in relation to habitat template for river systems. *Freshwater Biology* 31: 265-275.

Traunspurger, W. 2000. The biology and ecology of lotic nematodes. *Freshwater Biology* 44: 29-45.

Tyler Miller Jr., G. 2007. Ciencia Ambiental: Desarrollo sostenible integral. 8a Edición. Ed. Thomson. 323 pp.

Vallania, A. E., Medina, A. I. & Sosa, M. E. 1998. Estructura de la comunidad de Trichoptera en un arroyo regulado de la provincia de San Luis, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina* 57: 7-11.

Vallania, A. E. & Corigliano, M. C. 2007. The effect of regulation caused by a dam on the distribution of the functional feeding groups of the benthos in the sub basin of the Grande River (San Luis, Argentina). *Environmental Monitoring and Assessment* 121: 201-209.

Van der Geest, H. G., Kraak, M. H. S. & Greve, G. D. 2002. Insects in polluted rivers: an experimental analysis. *Proceedings of the Section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society* 13: 9-19.

Vanotte, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. 1980. The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.

Velásquez, S. M. & Miserendino, M. L. 2003 a. Habitat type and macroinvertebrate assemblages in low order Patagonian streams. *Archiv fur Hydrobiologie* 158: 461-483.

Velásquez, S. M. & Miserendino, M. L. 2003 b. Análisis de la materia orgánica alóctona y organización funcional de macroinvertebrados en relación con el tipo de hábitat en ríos de montaña de Patagonia. *Ecología Austral* 13: 67-82.

Voelz, N. J. & McArthur, J. V. 2000. An exploration of factors influencing lotic species richness. *Biodiversity and Conservation* 9: 1543-1570.

Wadson, R. A. 1994. A geomorphological approach to the identification and classification of instream flow environment. *South African Journal Aquatic Science* 20: 38-61.

Wallace, J. B. & Webster, J. R. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annual Review of Entomology* 41: 115-139.

Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* 18: 653-694.

Wichert, G. A. 1995. Effects of improved sewage effluent management and urbanization on fish associations of Toronto streams. *North American Journal of Fisheries Management* 15: 440-456.

Wood, P. J. & Armitage, P. D. 1997. Biological effects of fine sediment in the lotic environment. *Environmental Management* 21: 203-217.

Wright, J. P. & Flecker, A. S. 2004. Deforesting the riverscape: the effects of wood on fish diversity in a Venezuelan piedmont stream. *Biological Conservation* 120: 443-451.

Zilli, F. L., Montalto, L. & Marchese, M. R. 2008. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain (Argentina). *Limnologica* 38: 159–171

Anexo I: Tolerancias, grupos funcionales alimentarios (GFA) y modos de vida de los taxa registrados en los arroyos pampeanos seleccionados en el presente estudio.

TAXONES	Tolerancia*	GFA	Modos de Vida
<i>Hydra</i> sp.	5	Predadores	Trepadores
Tricladida Dugesiidae	6	Predadores	Apoyados
Temnocephala	6	Succionadores	Aferrados
Nematoda	10	Succionadores	Apoyados
<i>Chaetogaster diaphanus</i>	7	Predadores	Apoyados-Nadadores
<i>Chaetogaster diastrophus</i>	7	Predadores	Apoyados-Nadadores
<i>Dero (Dero) sawayai</i>	10	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Dero (Dero) digitata</i>	10	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Dero (Dero) pectinata</i>	10	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Dero (Dero) multibranchiata</i>	10	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Dero (Dero) botrytis</i>	10	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Dero (Dero) obtusa</i>	10	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Dero (Aulophares) costatus</i>	10	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Dero (Aulophares) furcatus</i>	10	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Allonais lairdi</i>	6	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Allonais paraguayensis</i>	6	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Stephensoniana trivandiana</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Nais communis</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Nais variabilis</i>	10	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Nais bretscheri</i>	6	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Paranais frici</i>	6	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Slavina appendiculata</i>	6	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Slavina isochoeta</i>	6	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Slavina evelinae</i>	6	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Stylaria lacustris</i>	6	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina jenkiniae</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina aequiseta</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina osborni</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina synclites</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina leidyi</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina longisoma</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina longidentata</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina proboscidea</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina macrochaeta</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina breviseta</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina americana</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina acuminata</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina sima</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Pristina notopora</i>	8	Raspadores-CR	Apoyados-Nadadores
<i>Aulodrilus pigueti</i>	7	Colectores-Recolectores	Minadores
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>	10	Colectores-Recolectores	Minadores
<i>Limnodrilus udekemianus</i>	10	Colectores-Recolectores	Minadores
<i>Limnodrilus claparedianus</i>	10	Colectores-Recolectores	Minadores
<i>Tubifex tubifex</i>	10	Colectores-Recolectores	Minadores
<i>Bothrioneurum americanum</i>	7	Colectores-Recolectores	Minadores
<i>Trieminentia corderoi</i>	8	Colectores-Recolectores	Minadores
Enchytraeidae	10	Colectores-Recolectores	Minadores
Aelosomatidae	8	Colectores-Recolectores	Apoyados-Nadadores
Megadrili	8	Colectores-Recolectores	Minadores
Hirudinea Glossiphonidae	6	Predadores	Aferrados
<i>Musculium argentinum</i>	6	Colectores-Filtradores	Apoyados

<i>Pisidium vile</i>	6	Colectores-Filtradores	Apoyados
<i>Pisidium sterkianum</i>	6	Colectores-Filtradores	Apoyados
<i>Eupera platensis</i>	6	Colectores-Filtradores	Apoyados
<i>Corbicula fluminea</i>	6	Raspadores	Apoyados
<i>Pomacea canaliculata</i>	6	Raspadores	Trepadores
<i>Omalonix sp.</i>	6	Raspadores	Trepadores
<i>Physa acuta</i>	8	Raspadores	Trepadores
<i>Heleobia sp.</i>	7	Raspadores	Apoyados
<i>Biomphalaria peregrina</i>	7	Raspadores	Apoyados-Trepadores
<i>Drepanotrema kermatoides</i>	7	Raspadores	Apoyados-Trepadores
<i>Uncancylus concentricus</i>	6	Raspadores	Aferrados
Tardigrada	8	Succionadores	Apoyados
Acari	6	Predadores	Apoyados
<i>Hyallolella curvispina</i>	8	Detritivoros	Nadadores
Isopoda	8	Predadores-Detritivoros	Nadadores
<i>Sylviocarcinus sp.</i>	6	Predadores-Detritivoros	Nadadores
Isotomidae	10	Colectores-Recolectores	Apoyados-Patinadores
Sminthuridae	10	Colectores-Recolectores	Patinadores
Poduridae	10	Colectores-Recolectores	Apoyados-Patinadores
<i>Americabaetis sp.</i>	5	Colectores-Recolectores	Nadadores-Aferrados
<i>Callibaetis sp.</i>	6	Colectores-Recolectores	Nadadores-Aferrados
<i>Caenis sp.</i>	6	C-R-Raspadores	Apoyados-Trepadores
Coenagrionidae	8	Predadores	Trepadores
<i>Erythrodiplax sp.</i>	2	Predadores	Trepadores
<i>Perithemis sp.</i>	2	Predadores	Apoyados
<i>Micrathyrta sp.</i>	2	Predadores	Apoyados
<i>Tramea sp.</i>	2	Predadores	Apoyados
<i>Aeshna sp.</i>	3	Predadores	Trepadores
Corixidae	5	Succionadores	Nadadores
Belostomatidae	5	Succionadores	Trepadores-Nadadores
Hemiptera	5	Succionadores	Trepadores
Hebridae	5	Succionadores	Trepadores
Ranatridae	7	Predadores	Trepadores
Homoptera	5	Succionadores	Trepadores
Dytiscidae	5	Succionadores	Nadadores-Trepadores
Dytiscidae (larva)	5	Succionadores	Trepadores-Nadadores
Hydrophilidae	5	Succionadores	Nadadores submarinos-Trep
Hydrophilidae (larva)	5	Predadores	Trepadores
Chrysomelidae	5	Detritivoros	Apoyados
Chrysomelidae (larva)	5	Detritivoros	Aferrados-Apoyados
Curculionidae	5	Detritivoros	Aferrados-Apoyados
Scirtidae (larva)	5	Raspadores-CR-Succionadores	Trepadores-Apoyados
Ceratopogonidae	6	Succionadores-CR	Apoyados
<i>Chironomus sp.</i>	10	Colectores-Recolectores	Minadores
<i>Parachironomus sp.</i>	10	Succionadores	Apoyados
<i>Goeldichironomus sp.</i>	8	Colectores-Recolectores	Minadores
<i>Polypedilum sp.</i>	6	Detritivoros	Trepadores-Aferrados
<i>Dicrotendipes sp.</i>	8	Colectores-Recolectores	Apoyados
<i>Paratanytarsus sp.</i>	6	Colectores-Recolectores	Apoyados
<i>Reotanytarsus sp.</i>	6	Colectores-Recolectores	Aferrados
<i>Tanytarsus sp.</i>	6	CF-CR	Trepadores-Aferrados
<i>Apedillum sp.</i>	8	Colectores-Recolectores	Minadores
<i>Corynoneura sp.</i>	4	Colectores-Recolectores	Minadores
<i>Cricotopus sp.</i>	6	Detritivoros-CR	Aferrados-Minadores

<i>Tanytus sp.</i>	10	Succionadores-CR	Apoados
<i>Pseudosmittia sp.</i>	6	Colectores-Recolectores	Apoados
<i>Parametriocnemus sp.</i>	5	Colectores-Recolectores	Apoados
<i>Thienenmanniella sp.</i>	6	Colectores-Recolectores	Apoados
<i>Coelotanytus sp.</i>	4	Succionadores	Minadores
<i>Monopelopia sp.</i>	7	Succionadores	Apoados
<i>Labrundinia sp.</i>	7	Succionadores	Apoados
<i>Pentaneura sp.</i>	6	Succionadores-CR	Apoados
Culicidae	8	Colectores Filtradores	Planctónicos-Nadadores
Stratiomyidae	7	Colectores-Recolectores	Apoados-Nadadores
Ephydriidae	6	Colectores-Recolectores	Minadores-Apoados
Psichodidae	10	Colectores-Recolectores	Minadores
Syrphidae	10	Colectores-Recolectores	Minadores
Tipulidae	3	Colectores-Recolectores	Minadores
Sciomyzidae	6	Succionadores	Minadores
Tabanidae	6	Succionadores	Apoados-Minadores
Dolichopodidae	4	Succionadores	Apoados-Minadores

***Tolerancias**

Sensibles	1-3
Tolerantes	4-7
Muy Tolerantes	8-10

CR: Colectores-Recolectores

CF: Colectores-Filtradores