

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE CIENCIAS
PROGRAMA MAESTRÍA EN CIENCIAS AMBIENTALES

**Trabajo final para la obtención del título
de Magíster en Ciencias Ambientales:**

**EFFECTO DEL USO DEL SUELO SOBRE LA CALIDAD DEL AGUA Y LAS
COMUNIDADES DE PECES EN SISTEMAS LÓTICOS DE LA CUENCA BAJA
DEL RÍO SANTA LUCÍA (URUGUAY)**

Autor: Lic. Franco Teixeira de Mello

Orientadores: Gabriela Eguren y Marcelo Loureiro



2007

¡Cayó la flor al río!

*Los temblorosos círculos concéntricos
balancearon los verdes camalotes,
y, entre los brazos del juncal, murieron...*

Juan Zorrilla de San Martín

Agradecimientos

Primero que nada quiero agradecerles a mis orientadores Gabriela Eguren y Marcelo Loureiro quienes me han guiado y han hecho posible el desarrollo de este trabajo. A Andrea Hued (Universidad Nacional de Córdoba) por todos sus aportes, orientación y correcciones desde los inicios de este trabajo. A Matías Arim por su gran ayuda en la parte estadística. A Patrick Debels (EULA-Chile) y Daniel Wunderlin (Universidad Nacional de Córdoba) por su orientación en la implementación de un índice de calidad de agua.

A los amigos que participaron en los muestreos quienes a parte del gran esfuerzo tuvieron que soportar los aromas propios de sitios de “menor calidad de agua”: Nicolás Vidal, Esteban Charbonier, Paola Gómez, Sebastián Jiménez, Diego Larrea, Ricardo Hladki, Roberto Ballabio, Leonidas Carrasco, Valeria Pérez, Lourdes Gabito, Ana Borthagaray y al Colorado Luis Rubio quién efectuó el último pulso de pesca eléctrica de este trabajo, el pulso 2400. En especial le quiero agradecer a Nicolás Vidal ya que participó en cada uno de los muestreos y proceso gran parte de los peces de este trabajo. Finalmente a Andrés Canavero por la espera.

A las Secciones de la Facultad de Ciencias, UNCIEP por permitirme el desarrollo de este trabajo en sus laboratorios y a Limnología por el préstamo de equipos, en ambos casos fueron imprescindibles para el desarrollo de este proyecto.

Por el procesamiento de muestras en laboratorio a horas y días increíbles a Nicolás Vidal, Sebastián Jiménez y Lourdes Gabito. A Javier Gorga por la dedicación y paciencia para responderme aquellas miles de dudas que surgen en un laboratorio de química.

Por guiarme en el manejo de programas tan complejos como es nuestro querido amigo Arc View a Marcel Achkar, Ofelia Gutiérrez, Noelia Rivas y Gabriela Fernández. A Daniel Panario por información y consejos de campo.

A Dani que siempre ha estado ahí dándome todo su apoyo.

A la “Gran Familia del 11” que en estos últimos tiempos han sido un gran aliento.

A mis amigos

A Alfredo y Jhonny por toda su inspiración y buena onda.

A Sachs Elektrofischfanggerate, un amigo de fierro que una vez más me acompañó hasta las últimas consecuencias.

Una vez más a mi familia y en especial a mis padres y hermanos que me apoyaron y alentaron con todas sus fuerzas y en todo momento desde que abandone la República de Tacuarembó.

Finalmente quiero agradecerles a los integrantes del tribunal quienes me hicieron grandes aportes al corregir esta tesis, a Marcel Achkar, Alejandro Brazeiro y en especial a Nestor Mazzeo que además se tomó el tiempo para darme una mano con dichas correcciones.

Gracias...

Contenido

Resumen.....	5
Introducción general.....	6
Objetivo general.....	7
Estrategia y presentación del estudio.....	7
Área de estudio.....	8
Suelos.....	8
Clima.....	8
Sitios de muestreo.....	9
Capítulo I. Calidad del agua y su relación con el uso de suelo.....	10
Marco teórico.....	10
Objetivo.....	11
Hipótesis.....	11
Metodología.....	12
Análisis del uso del suelo.....	12
Caracterización físico-química del agua.....	12
<i>Parámetros físicos y químicos.....</i>	<i>12</i>
<i>Índice de Calidad de Agua (ICA).....</i>	<i>12</i>
Análisis de datos.....	13
Resultados.....	14
Uso del suelo.....	14
Parámetros Físico-Químicos.....	19
Índice de Calidad de agua.....	22
Índice de Calidad de agua vs. Parámetros Físico-Químicos	27
Discusión.....	28
Capítulo II. Comunidad de peces y su relación con la calidad del agua.....	30
Marco teórico.....	30
Objetivo.....	31
Hipótesis.....	32
Metodología.....	32
Colecta de peces.....	32
Análisis de datos.....	33
Resultados.....	35
Discusión.....	43

Conclusiones y Perspectivas.....	49
Bibliografía.....	51

Resumen

Los usos del suelo (urbano, industrial y/o agrícola) que el hombre realiza en una cuenca tienen efectos sobre los componentes bióticos y abióticos de los sistemas acuáticos. La calidad del agua se puede ver afectada tanto por descargas puntuales y no puntuales de contaminantes como nutrientes, metales pesados y productos fitosanitarios provenientes de las actividades urbano-industriales y agrícolas. Estudios comparativos han indicado que dichas actividades provocan una influencia negativa sobre las comunidades de peces con una disminución en la riqueza, diversidad y composición de especies. El objetivo general de este trabajo fue evaluar los efectos del uso del suelo sobre la calidad del agua y como ésta afecta a las comunidades de peces, en la cuenca baja del Río Santa Lucía. Los principales resultados obtenidos en este estudio fueron que, para la cuenca del A° Colorado, los diferentes usos del suelo provocaron una degradación diferencial sobre la calidad del agua y que las mismas están fundamentalmente asociadas a un incremento en el uso del suelo urbano, el cual provoca una mayor pérdida de la calidad del agua. Los sitios de mejor calidad de agua presentaron peces con un mayor tamaño, mayor relación riqueza/abundancia, mayor riqueza y una mayor diversidad de Shannon. Los órdenes Characiformes, Siluriformes y Synbranchiformes se vieron favorecidos en los sitios de mejor calidad de agua, los Perciformes resultaron ser tolerantes a los cambios y los Cyprinodontiformes se vieron favorecidos en los sitios de peor calidad de agua. En un nivel mas bajo de organización taxonómica (familias) los Characidae resultaron ser una familia sensible, mientras que los Loricariidae y Callichthyidae resultaron ser familias tolerantes a los cambios en la calidad del agua. A nivel de familias A nivel de especies, 8 fueron las que mostraron ser sensibles a la calidad de agua, ya que sus abundancias relativas se vieron significativamente disminuidas en los sitios de menor calidad de agua. Dichas especies fueron: *Bryconamericus iheringii*, *Astyanax aff. fasciatus*, *Hyphessobrycon meridionales*, *Cheirodon interruptus*, *Heptapterus mustelinus*, *Pimelodella australis*, *Jenynsia multidentata* y *Synbranchus marmoratus*. Las especies que resultaron ser tolerantes a los cambios en la calidad del agua fueron: *Cnesterodon decemmaculatus*, *Hoplias malabaricus*, *Characidium rachovii*, *Ramdhia quelen*, *Hypostomus commersonii*, *Rineloricaria sp.*, *Otocinclus flexilis*, *Corydoras paleatus* y *Gymnogeophagus meridionales*, y dos especies resultaron ser moderadamente tolerantes: *Pseudocorinopoma doriae* y *Australoheros facetus*. En función de los resultados obtenidos, se sugiere incluir en programas de biomonitoreo los cambios de diferentes atributos de los ensambles de peces provocados por diferentes “tipos” de calidad de agua. La inclusión de los mismos es una importante herramienta para diagnosticar la integridad biótica de los recursos acuáticos y evaluar la eficiencia de las medidas de mitigación aplicadas, las que pueden proveer rápidamente y a un bajo costo una visión exploratoria de la calidad ambiental de los cursos de agua.

Introducción general

La calidad del agua de los ecosistemas acuáticos superficiales de una región está determinada por procesos naturales, tales como las entradas de materiales desde las cuencas por precipitación (escurrimiento superficial y sub-superficial), así como por las actividades humanas, ya sean urbanas, industriales y/o agrícolas que se desarrollan en su cuenca de drenaje (Carpenter et al., 1998; Jarvie et al., 1998). Los sistemas lóticos ajustan su ancho y profundidad de acuerdo al caudal y a la carga de sedimentos que transportan, por lo que los cambios en el uso del suelo pueden provocar alteraciones en la hidrología y geomorfología de los mismos. En tal sentido, numerosos trabajos han demostrado el impacto a nivel físico, químico y/o biológico, que ejercen la urbanización y la agricultura, sobre los sistemas acuáticos (Dunne & Leopold, 1978; Lenat, 1984). Entre otros, los más importantes son la disminución en la tasa de infiltración del agua y el aumento en la escorrentía superficial (Dunne & Leopold, 1978; Arnold & Gibbons, 1996), provocando una pérdida de la diversidad de hábitats y por consiguiente de especies acuáticas (Karr & Chu, 2000).

Las descargas de aguas de desechos municipales e industriales que son volcados en los cuerpos de agua, constituyen una fuente de contaminación constante a lo largo del año, mientras que la escorrentía superficial desde tierras agrícolas depende fuertemente de las variaciones estacionales de las precipitaciones, influenciando la carga de contaminantes que llegan a los ríos (Vega et al., 1998). Asociado al uso urbano-industrial y agrícola, los cursos de agua reciben descargas puntuales y no puntuales de contaminantes como nutrientes (principalmente fósforo, amonio y nitratos), metales pesados y productos fitosanitarios (insecticidas, herbicidas y fungicidas) (Osborne & Wiley, 1988; Meybeck, 1998; Winger & Duthie, 2000; Hoare, 1984; Zampella, 1994; Johnson *et al.*, 1997; Wernick *et al.*, 1998; Daniels *et al.*, 2000; Hoffman *et al.*, 2000).

Debido a que los ríos constituyen un importante recurso de agua dulce, para consumo humano, industrial, agrícola y recreación, es de suma importancia prevenir y controlar las fuentes de emisión de contaminantes, así como también monitorear las variaciones espaciales y temporales de la calidad del agua.

A escala mundial, numerosos esfuerzos han sido realizados en los últimos 100 años para controlar la descarga de contaminantes y reducir la degradación de los

sistemas acuáticos. Estos esfuerzos se han centrado en el establecimiento de estándares de calidad, cuotas de emisión (polución permitida) y límites para contaminantes específicos, generalmente establecidos en base a test de toxicidad aguda (EPA, 1987, 1988 a,b, 1989; General Accounting Office, 1987; National Research Council, 1987; Araújo, 1998; Saunders *et al.*, 2002). Sin embargo, estos controles no tienen en cuenta el efecto sinérgico o los efectos sub-letales de los contaminantes sobre aspectos de la biología de las especies acuáticas, como ser el crecimiento y la reproducción (Araújo, 1998; Schulz & Martins, 2001). Por ello, en las últimas décadas se han desarrollado, de manera complementaria métodos biológicos para evaluar la contaminación de los sistemas acuáticos (Karr, 1981; Karr, 1991; Norris & Thoms, 1999). En este sentido, los peces son indicadores sensibles de la salud de los ecosistemas acuáticos y de los usos del suelo de la cuenca, reflejando el significado ecológico de la degradación ambiental (Karr, 1981; Karr, 1991; Fausch *et al.*, 1990; Hued & Bistoni, 2005; Park *et al.*, 2006). Este hecho es la base de la utilización de los peces en programas de monitoreo de calidad ambiental de los sistemas acuáticos.

Objetivo General

El objetivo general de este trabajo fue evaluar el efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y como ésta afecta a los ensambles de peces en la cuenca baja del Río Santa Lucía.

Estrategia y presentación del estudio:

Este trabajo se desarrolló en dos etapas. En la primera, descrita en el Capítulo 1, se analizó la distribución espacial de los usos del suelo y se aplicó un índice de calidad de agua, basado en parámetros físico-químicos, para evaluar los efectos del uso del suelo sobre la calidad del agua. En la segunda etapa se analizaron las respuestas de diferentes atributos de la comunidad de peces en función de la clasificación de calidad de agua obtenida en la etapa anterior. La metodología y resultados obtenidos en esta etapa se desarrollan en el capítulo 2.

Área de Estudio

Uruguay cuenta con una vasta red hidrográfica con áreas altamente degradadas, principalmente en la zona sur del país en cursos próximos a centros urbanos, debido al uso irracional de los recursos hídricos (Arocena y Pintos 1988, Arocena *et al.* 1989, DINAMA 1993, Arocena 1996, Raffaele *et al.* 1997, IMM 1997, 1998a, 1998b, Eguren & Gómez, 2002; Eguren *et al.*, 2002). La cuenca de mayor relevancia en dicha zona es la del río Santa Lucía (13448 km²), ya que juega un rol preponderante como fuente de agua para consumo humano (60% habitantes de Uruguay) y regadío en los departamentos de Montevideo, Canelones, San José, Flores, Florida y Lavalleja (Zunino y Valdez 1986, DNH 1999, Achkar *et al.* 2004a).

En la parte baja de la cuenca del Río Santa Lucía se encuentra la cuenca del Arroyo Colorado en la cual el principal uso del suelo es el agrícola coexistiendo con zonas urbanas densamente pobladas, sin una clara planificación lo que provoca muchas veces conflicto de intereses (Urbano-industrial vs. agrícola). Su recorrido abarca los departamentos de Canelones y Montevideo y su cuenca cubre un área de 166 Km² (ancho máximo 13.8 Km y largo máximo 14.7 Km) donde la recorren 284.7 Km de cursos de agua (densidad de drenaje 1.72) con dirección sureste-noreste. Estos desembocan en el Arroyo Colorado, el cual corre de noroeste a suroeste finalizando en el Río Santa Lucía. La altitud promedio de la cuenca varía entre 30 y 40 metros sobre el nivel del mar.

Suelos

La cuenca del Arroyo Colorado se halla asentada sobre la formación Libertad, Unidad Toledo. Los suelos dominantes corresponden a Brunosol Eútrico Típico (LAc) y los suelos asociados son: Argisol Subéutico Ocrito Abrúptico (l), Brunosol Subéutico Típico (LAC) y Brunosol Subéutico Hálpico (Fr,s). Dichos suelos por su propia definición corresponden a suelos de alta (Eútricos) y media fertilidad (Subéuticos), ricos en nutrientes (Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay 1:1 000 000, MGAP 1976)

Clima

La temperatura media varía desde 11.0° C en invierno (junio-agosto) a 22° C en verano (diciembre-febrero). Las precipitaciones medias anuales son de 1098 mm. La humedad relativa media es de 69% en verano y 80% en invierno. Según la clasificación climática

de Koeppen esta zona corresponde a la categoría "Cfa" ("C" Templado y húmedo, "f" precipitaciones todo el año y "a" temperatura del mes mas cálido superior a 22°C). Sin embargo existen otras particularidades como por ejemplo la fauna de peces (López *et al.*, 2002) y el funcionamiento de lagos someros (ej. Meerhoff *et al.*, 2007), que lo posicionan a Uruguay en un clima sub-tropical.

Sitios de Muestreo

Los sitios de muestreo pertenecen todos a una misma unidad hidrográfica, la cuenca del Arroyo Colorado. La elección de los sitios dentro de una misma cuenca tuvo como objetivo principal que todos los sitios seleccionados fueran similares en cuanto a clima, suelos y pendientes, así como su fauna de peces (en condiciones naturales). Además en la selección se tuvo en cuenta el uso del suelo y las características hidrológicas locales, a los efectos de asegurar la viabilidad de los muestreos (fundamentalmente profundidad máxima 80 cm.). En la zona alta de la cuenca del Arroyo Colorado se ubican: el arroyo Colorado Chico (no incluido en el presente estudio por no presentar sitios adecuados para los muestreos), la Cañada del Colorado (1 sitio: CC1) y el Arroyo Colorado (3 sitios: AC1, AC2 y AC3); en la zona media se encuentra la Cañada de las Conchillas (2 sitios: CCH1 y CCH2) y el Arroyo Las Piedras (3 sitios: ALP1, ALP2 y ALP3); en la zona baja se ubican la Cañada del Dragón (2 sitios: CD1 y CD2) y la Cañada del Juncal (1 sitio: CJ1) (Fig 1.1). Los muestreos se realizaron en las 4 estaciones del año de forma tal de incluir las variaciones anuales de la calidad de agua y las comunidades de peces, las fechas fueron: 04/2004 (otoño), 07/2004 (invierno), 11/2004 (primavera) y 2/2005 (verano).

Capítulo 1: Calidad de agua y su relación con el uso del suelo

Marco teórico

Los usos del suelo (urbano, industrial y/o agrícola) que el hombre realiza en una cuenca generan efectos tanto en los compartimentos abióticos como bióticos de los sistemas acuáticos (Dunne & Leopold, 1978; Lenat, 1984; Carpenter *et al.*, 1998; Jarvie *et al.*, 1998). La calidad del agua se puede ver afectada tanto por descargas puntuales como no puntuales de contaminantes, como ser nutrientes (principalmente fósforo, amonio y nitratos), metales pesados y productos fitosanitarios (insecticidas, herbicidas y fungicidas), provenientes de las actividades urbano-industriales y agrícolas (Osborne & Wiley, 1988; Meybeck, 1998; Winger & Duthie, 2000; Hoare, 1984; Zampella, 1994; Johnson *et al.*, 1997; Wernick *et al.*, 1998, Daniels *et al.*, 2000; Hoffman *et al.*, 2000). Los programas de monitoreo de calidad de agua generalmente incluyen la determinación de una gran cantidad de variables físicas y químicas en diferentes sitios y, en función de los valores obtenidos se realiza una estimación del estado del recurso hídrico (Chapman, 1992). Desde esta perspectiva, la calidad se define por comparación con valores de referencia definidos en función del uso del recurso hídrico (consumo humano, riego, recreación, conservación de la biota acuática, etc.) y establecidos en ordenanzas dentro de un marco legal (por ejemplo, Ley 14.859 – Código de Aguas y Decreto Reglamentario 253/79, Uruguay).

Si bien este enfoque ha permitido un mayor control y reducción de las fuentes de emisión, no brinda una visión global sobre las tendencias espaciales y temporales de la calidad de agua de una cuenca (Debels *et al.*, 2005), ni refleja las interacciones y/o interdependencias entre los parámetros físicos y químicos evaluados. A los efectos de reducir o eliminar éstas limitaciones, actualmente han sido desarrollados diversos Índices de Calidad de Agua (ICA's) con el objetivo de obtener una expresión numérica que determine la calidad del agua de cursos superficiales (Brown *et al.*, 1970; Ott, 1978; Miller *et al.*, 1986; Bordalo *et al.*, 2001; Cude, 2001; Hallock, 2002). Dichos índices consisten básicamente en una expresión más simple de parámetros de distinta complejidad y expresan una medida de la calidad del agua; un número, un rango, una descripción verbal, un símbolo o un color son utilizados para representar estos índices. Por lo tanto, la mayor ventaja que posee la aplicación de un ICA se basa en que

engloba, mediante un simple cálculo, a distintos parámetros físico-químicos, permitiendo de esta manera, obtener un valor único de calidad del agua. A través de los ICA's se puede evaluar los cambios y tendencias en la calidad del agua a partir de una sola variable unificadora, en contraposición a hacerlo sobre la base de una gran variedad de parámetros que ofrecen una extensa lista de valores (Chapman, 1992, Debels et al., 2005). Además, estos índices facilitan la interpretación por parte del público en general y para aquellos que deben tomar decisiones de manejo y conservación de recursos.

A pesar de las ventajas comparativas respecto a su interpretación y aplicación, los estudios sobre desarrollo y validación de ICA's en América del Sur son escasos (Pesce & Wunderlin, 2000; Debels et al, 2005). En tal sentido, en nuestro país el Departamento de Desarrollo Ambiental de la Intendencia Municipal de Montevideo está aplicando un índice desarrollado por la Agencia Catalana del agua para el monitoreo de las cuencas urbanas del Departamento de Montevideo. Dicho índice, denominado Índice Simplificado de Calidad de Agua (ISCA), utiliza los siguientes parámetros físico-químicos generales: temperatura, materia orgánica, material en suspensión, oxígeno disuelto y conductividad (Feola *et al.*, 2005). Sin embargo, dicho índice aún no ha sido ajustado cualitativa ni cuantitativamente a las características de los ríos de nuestro país.

Objetivo

I) Evaluar el efecto de la urbanización (en una cuenca predominantemente agrícola) sobre la calidad del agua a través de la adaptación de un índice de calidad de agua en la cuenca del Arroyo Colorado (Canelones-Montevideo, Uruguay).

Hipótesis

H1.1: Sobre una matriz de uso de suelo agrícola la presencia de parches urbanos sin saneamiento provoca un deterioro en la calidad del agua en la cuenca del Arroyo Colorado.

H1.2: A medida que se incrementa el área urbana sin saneamiento existe un mayor deterioro en la calidad del agua en la cuenca del Arroyo Colorado.

Metodología

Análisis del Uso del Suelo

Un punto de muestreo en un curso superficial resume los procesos y eventos ocurridos en un área específica de su cuenca de drenaje. Dicha área puede delimitarse y caracterizarse en función de las curvas de nivel y a través de la elaboración de mapas temáticos, respectivamente. Para el desarrollo del presente trabajo se establecieron diferentes sitios de muestreo a lo largo de la cuenca para lo cual se emplearon cartas topográficas (1:50 000), en formato digital, del Servicio Geográfico Militar y fotografías aéreas del año 2000 (IMM, 2000). Sobre la base de estos materiales, conjuntamente con las observaciones a campo, se implementó un Sistema de Información Geográfico, utilizando el software Arc-View 3.2 lo cual permitió determinar y cuantificar a gran escala, el uso de suelo predominante para cada uno de los sitios de muestreo.

Caracterización físico-química del agua

Parámetros Físicos y Químicos

Para determinar la calidad del agua se utilizaron algunos de los parámetros físico-químicos considerados como básicos por la Organización Mundial de la Salud (1993) tales como: temperatura, pH, oxígeno disuelto y conductividad (*in situ*); alcalinidad, sólidos totales y materia orgánica en suspensión (STS y MOS; APHA, 1995), fósforo total (Valderrama, 1981) y nitrato (Müller & Weidemann, 1955) (en laboratorio). Para las determinaciones en laboratorio se recolectaron muestras de agua en botellas plásticas de 500 ml las que posteriormente fueron transportadas al laboratorio a 4° C. En cada estación de muestreo se realizaron 5 réplicas, para cada uno de los parámetros físico-químicos seleccionados.

Índice de Calidad de Agua (ICA)

Para evaluar los cambios en la calidad de agua a través de los parámetros físico-químicos, se adaptó y calculó un ICA modificando el propuesto por Pesce & Wunderlin (2000), el cual ha sido aplicado exitosamente en la cuenca del Río Suquía, Córdoba, Argentina. La construcción del ICA requiere como primer paso una normalización de los parámetros, donde cada uno es transformado en una escala de 0-100%, donde 100%

representa la mejor calidad. En esta etapa se tomaron como ejemplo los índices propuestos por Pesce & Wunderlin (2000) y Debels *et al.* (2005), donde se modificaron principalmente, los rangos superiores de las variables (sitios muy poluídos) tomando valores extremos recopilados de diferentes arroyos del Uruguay: arroyos Pantanoso, Miguelete y Carrasco (Feola *et al.*, 2005, Eguren *et al.*, 2002), de esta manera los rangos de cada variable fueron adaptados según la situación de los cursos de agua de Uruguay. No se incorporó información de sitios prístinos de Uruguay en los rangos de mejor calidad por no contar con dicha información, por lo que se utilizaron datos existentes en la bibliografía (Pesce & Wunderlin, 2000; Debels *et al.* 2005). Esta modificación tiene como objetivo ajustar dicho índice a condiciones de polución existentes en nuestro país. El segundo paso es la aplicación de un factor de peso a cada variable que refleje la importancia relativa de cada parámetro en la calidad del agua. En este caso el peso de estas variables está estandarizado y utilizamos valores de la literatura (Pesce & Wunderlin, 2000). El ICA una vez construido arroja un valor adimensional asociado a una calidad de agua en particular. El resultado obtenido es de fácil entendimiento y se basa en criterios científicos (Pesce & Wunderlin, 2000, Hued & Bistoni, 2005). El cálculo del índice se realizó a través de la siguiente fórmula (Martínez de Bascarán, 1979):

$$ICA = \frac{\sum_{i=1}^n (C_i P_i)}{\sum_{i=1}^n P_i}$$

Donde **n** representa el número total de variables, C_i es el valor asignado a la variable i de la normalización y P_i es un valor de ponderación que va entre 1 y 4, donde 4 se le asigna a aquellas variables de mayor importancia para la vida acuática (ej. oxígeno disuelto) (Conesa Fdez-Vitora, 1995, Estevan Bolea, 1989, Zagatto *et al.*, 1998).

Análisis de datos

Para comprobar si existen diferencias significativas entre los valores de los parámetros físico-químicos (para el total de los muestreos y para cada muestreo) así como para los valores del ICA (para el total de los muestreos), entre los sitios sin urbanización (AC1, CD1, CD2, CJ1) y con urbanización (CC1, CCH1, CCH2, ALP1, ALP2, ALP3, AC2 y AC3) se realizó el Análisis de Similitud (ANOSIM, $p < 0.05$). El ANOSIM se basa en una matriz de similitud (en este caso se utilizó distancia Euclidiana

para la construcción de dichas matrices) y la significación se basa en la comparación de esa matriz con permutaciones aleatorias (Clarke & Warwick, 1994). Se efectuaron en todos los casos 10000 permutaciones ($p < 0.05$). Para las comparaciones de a pares se corrigió el nivel de significación de acuerdo a Bonferroni (1935). Para dicho análisis se utilizó el software PAST versión 1.68 (Hammer *et al.*, 2001)

Para comprobar si existen diferencias significativas entre los valores obtenidos con el ICA, para cada muestreo y para el promedio de los cuatro muestreos, entre los sitios sin urbanización y con urbanización se realizó en cada caso un test de T ($p < 0.05$) (Sokal and Rohlf, 1981).

Para la ordenación de los sitios con respecto a los parámetros físico-químicos de calidad de agua así como para los valores obtenidos en el ICA se realizó un ACP con los correspondientes a cada sitio en los cuatro muestreos. Como forma de evaluar si existe una relación entre los valores del ICA y el incremento del porcentaje del área urbana de cada sitio, se realizó una correlación no paramétrica de Spearman ($p < 0.05$) (Sokal and Rohlf, 1981).

Las relaciones entre los parámetros físico-químicos y el ICA considerando todos los muestreos juntos, así como para cada muestreo por separado se analizaron utilizando el test de Mantel (Mantel, 1967). En el test de Mantel se evalúa la dependencia de las distancias entre dos matrices (en este caso se utilizó para ambas matrices distancia Euclidiana), donde se evalúa la probabilidad de que las dos matrices de datos se hayan generado asociados al mismo proceso. El procedimiento involucra comparar el valor original del estadístico con la distribución generada al re-localizar al azar los elementos en una de las matrices (Bonnet & Van de Peer, 2002), el número de permutaciones utilizadas fue de 10000. Para dicho análisis se utilizó el software PAST versión 1.68 (Hammer *et al.*, 2001)

Resultados

Uso del suelo

El análisis realizado con el sistema de información geográfico permitió dividir el uso del suelo de la cuenca en cuatro grandes grupos:

AU: Zona Urbanizada, donde se incluyen las construcciones de la ciudad (urbanización propiamente dicha).

AC: Zona Agrícola, correspondientes a todo tipo de campos cultivados.

ACa: Zona de Canteras que incluye solamente el área de canteras.

ANC: Zona No Agrícola/Urbana que comprende a todas las zonas que no pertenecen a los grupos anteriores (1 al 3) a saber: campos sin cultivar así como aquellas áreas litorales con montes.

Los sitios de muestreo estudiados en la cuenca resumen un total de 164.72 km², de los cuales 17.16 % pertenecen a zonas urbanizadas (**AU**), 69.43 % a zonas agrícolas (**AC**), 10.70 % no se encuentra urbanizado ni cultivado (**ANC**) y 2.70 % corresponde a zona de canteras (**ACa**) (Fig. 1.1 y Tabla 1.1).

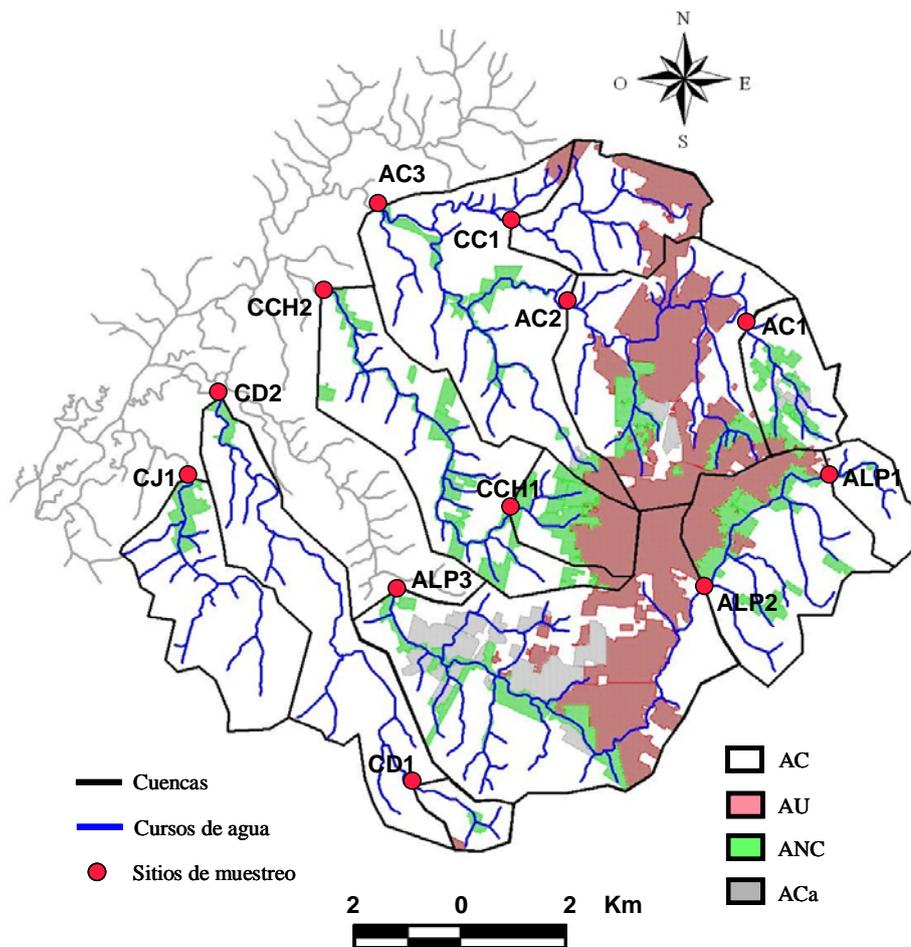


Figura 1.1. Área de estudio y uso del suelo en cada punto de muestreo, sobre la cuenca del A° Colorado (Canelones-Montevideo, Uruguay). Sitios de muestreo: Cañada del Colorado (CC), Arroyo Colorado (AC), Cañada de las Conchillas (CCH), Arroyo Las Piedras (ALP), Cañada del Dragón (CD) y Cañada del Juncal (CJ). Abreviaturas correspondientes al uso del suelo zona urbanizada (AU), zona agrícola (AC), zona de canteras (ACa), zona no agrícola/urbana (ANC).

Tabla 1.1. Área (Km²) y porcentaje del uso del suelo del área de drenaje de cada sitio de muestreo sobre la cuenca del A° Colorado. Sitios de muestreo ordenados por su ubicación en la cuenca: Cañada del Colorado (CC), Arroyo Colorado (AC), Cañada de las Conchillas (CCH), Arroyo Las Piedras (ALP), Cañada del Dragón (CD) y Cañada del Juncal (CJ). Siglas correspondientes al uso del suelo zona urbanizada (AU), zona agrícola (AC), zona de canteras (ACa), zona no agrícola/urbana (ANC).

Sitios	Área (Km²)	% AU	% AC	% ANC	% ACa
CC1	6.3	26.1	71.0	3.0	0
AC1	4.0	3.0	71.2	20.5	5.3
AC2	19.4	33.1	52.9	11.2	2.7
AC3	41.1	17.2	72.8	8.6	1.5
CCH1	3.6	38.0	27.2	34.8	0
CCH2	15.7	10.0	69.4	20.6	0
ALP1	2.4	0.1	97.3	2.5	0
ALP2	12.8	15.6	70.7	13.5	0.2
ALP3	37.8	23.3	58.9	10.2	8.6
CD1	1.6	3.0	91.5	5.5	0
CD2	13.4	0.4	97.3	2.3	0
CJ1	8.6	0	93.0	7.0	0

Los patrones del uso del suelo de los sitios estudiados se muestran en la Figura 1.2, donde se puede observar dos grupos de sitios teniendo en cuenta la urbanización. Se excluyo **ACa** por representar un porcentaje muy bajo del área de la cuenca (2.7%). El Grupo 1 reúne a los sitios que presentaron un bajo porcentaje de urbanización: **ALP1**, **CD2**, **CD1**, **CJ1** y **AC1**, (rango: 0 – 3.0%, mientras que en el total del área de estudio el porcentaje de AU es del 17.16%). El grupo 2 comprende a sitios con un mayor porcentaje de urbanización en su cuenca de drenaje: **CCH2**, **ALP2**, **AC3**, **ALP3**, **CC1**, **AC2** y **CCH1**, (rango: 9.96-37.97%).

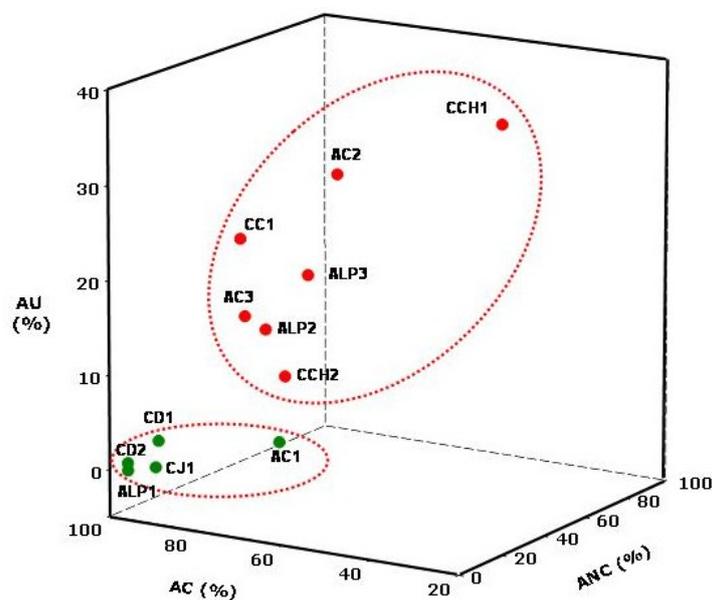


Figura 1.2. Agrupación de los sitios de muestreo según el uso del suelo urbano en la cuenca del A° Colorado. Sitios de muestreo: Cañada del Colorado (CC), Arroyo Colorado (AC), Cañada de las Conchillas (CCH), Arroyo Las Piedras (ALP), Cañada del Dragón (CD) y Cañada del Juncal (CJ). Siglas correspondientes al uso del suelo zona urbanizada (AU), zona agrícola (AC), zona de canteras (ACa), zona no agrícola/urbana (ANC).

Es necesario resaltar que en el punto **ALP1**, el cual prácticamente no presenta área urbanizada, se pudo constatar (luego de realizados los primeros muestreos) la presencia de vertimientos cloacales pocos metros aguas arriba del sitio de muestreo. Los mismos provienen de asentamientos precarios sin saneamiento que se ubican al borde de su cuenca. Por lo que será considerado, tanto para el análisis de la calidad del agua así como de las comunidades de peces, como un sitio con influencia urbana.

Parámetros Físico-Químicos

Los valores anuales medios y error estándar (S.E.) para los diferentes parámetros Físico-Químicos del agua se muestran en la Tabla 1.3. Para comprobar si existen diferencias significativas entre los valores de los parámetros físico-químicos, para cada uno de muestreos así como para los 4 muestreos juntos, entre los sitios sin urbanización (AC1, CD1, CD2, CJ1) y con urbanización (CC1, CCH1, CCH2, ALP1, ALP2, ALP3, AC2 y AC3) se realizó el Análisis de Similitud (ANOSIM, $p < 0.05$). Dicho análisis detectó diferencias significativas al utilizar los 4 muestreos (ANOSIM, $R = 0.33$, $p = 0.04$). Por otra parte, para los muestreos 1 y 2 esas diferencias fueron marginalmente significativas (ANOSIM, $R = 0.28$, $p = 0.07$ y $R = 0.28$, $p = 0.06$, respectivamente), para el muestreo 3 las diferencias entre ambos grupos no fueron significativas (ANOSIM, $R = 0.19$, $p = 0.12$), mientras que para el muestreo 4 las diferencias fueron significativas (ANOSIM, $R = 0.40$, $p = 0.02$).

Tabla I.3. Valores medios anuales, mínimos (min), máximos (max) y error estándar (S.E.) de los parámetros de calidad de agua, para cada uno de los sitios muestreados. Sitios de muestreo: Cañada del Colorado (CC), Arroyo Colorado (AC), Cañada de las Conchillas (CCH), Arroyo Las Piedras (ALP), Cañada del Dragón (CD) y Cañada del Juncal (CJ).

	CC1	AC1	AC2	AC3	CCH1	CCH2	ALP1	ALP2	ALP3	CD1	CD2	CJ1
STS (mg.l⁻¹)	(n=20) media	35.48	36.82	33.52	34.52	39.55	51.58	35.42	40.69	40.48	40.64	53.09
	S.E.	4.19	8.70	5.55	6.61	4.53	5.33	6.02	6.14	5.93	3.44	6.86
	min	13.56	7.02	11.67	7.94	8.93	22.92	11.76	11.11	9.26	10.61	17.50
MOS (mg.l⁻¹)	max	86.36	150.00	117.02	117.78	84.44	108.16	130.00	120.41	98.00	88.00	120.00
	(n=20) media	9.79	11.66	7.75	8.15	8.34	8.57	7.37	12.23	8.61	7.84	11.10
	S.E.	0.76	1.67	1.26	1.20	1.26	0.94	1.03	1.37	0.97	1.40	1.21
pH	min	1.69	1.75	1.67	1.79	2.00	2.08	0.00	2.22	3.64	1.52	3.77
	max	13.64	30.00	23.40	22.22	26.67	17.39	20.00	25.00	17.78	32.00	22.00
	(n=20) media	7.45	7.36	7.60	7.29	7.44	6.49	7.21	7.34	6.87	7.41	7.55
Cond. (μS. cm⁻¹)	S.E.	0.07	0.08	0.08	0.06	0.10	0.05	0.09	0.08	0.07	0.12	0.12
	min	7.10	6.89	7.26	6.93	6.84	6.21	6.66	6.76	6.38	6.62	6.82
	max	8.01	7.93	8.26	7.61	7.98	6.88	7.91	7.68	7.49	8.09	8.46
O.D. (mg.l⁻¹)	(n=20) media	893.20	799.55	960.95	771.80	837.85	537.85	827.70	787.95	376.45	421.90	807.30
	S.E.	43.03	34.13	11.87	18.52	35.87	46.65	23.49	30.38	16.21	23.73	35.28
	min	647	546	904	656	633	356	714	636	248	317	588
Alc. (mgCaCo₃.l⁻¹)	max	1169	934	1032	886	1029	887	1074	937	460	585	966
	(n=20) media	6.98	7.82	7.58	6.60	8.75	3.25	5.37	4.72	7.97	8.60	8.32
	S.E.	0.39	0.30	0.91	0.22	0.38	0.26	0.32	0.38	0.26	0.55	0.64
PT (mg.l⁻¹)	min	5.04	5.92	3.90	5.03	6.74	1.65	3.72	1.91	6.62	6.30	5.27
	max	10.69	10.44	14.83	8.68	11.49	5.56	7.62	6.65	9.97	13.40	13.30
	(n=20) media	303.10	237.60	251.55	225.15	246.20	158.80	268.80	270.80	84.00	126.05	271.90
NO₃⁻ (mg.l⁻¹)	S.E.	17.32	11.29	3.99	7.43	12.78	15.19	5.47	14.31	5.83	9.93	12.86
	min	221.00	156.00	229.00	174.00	186.00	95.00	232.00	207.00	54.00	91.00	217.00
	max	433.00	303.00	275.00	254.00	328.00	268.00	304.00	351.00	111.00	201.00	373.00
NO₃⁻ (mg.l⁻¹)	(n=20) media	0.75	0.37	1.20	0.93	0.58	0.52	0.88	1.17	0.11	0.43	0.53
	S.E.	0.03	0.05	0.05	0.02	0.05	0.06	0.04	0.10	0.01	0.06	0.05
	min	0.27	0.11	0.68	0.83	0.34	0.17	0.33	0.52	0.04	0.04	0.15
NO₃⁻ (mg.l⁻¹)	max	0.85	0.77	1.51	1.12	1.03	0.93	1.08	1.78	0.19	0.73	0.88
	(n=20) media	1.43	1.85	1.16	2.29	3.27	0.49	2.22	0.60	0.51	0.68	0.81
	S.E.	0.08	0.22	0.14	0.10	0.28	0.06	0.10	0.09	0.04	0.08	0.03
NO₃⁻ (mg.l⁻¹)	min	0.61	0.58	0.58	1.56	0.71	0.22	1.50	0.10	0.28	0.22	0.52
	max	2.05	4.10	2.38	3.14	4.57	1.13	3.03	1.20	0.91	1.27	1.02

Para la ordenación de los sitios con respecto a los parámetros Físico-Químicos de calidad de agua se realizó un ACP con los correspondientes a cada sitio en los cuatro muestreos (Fig. 1.3, Tabla 1.3).

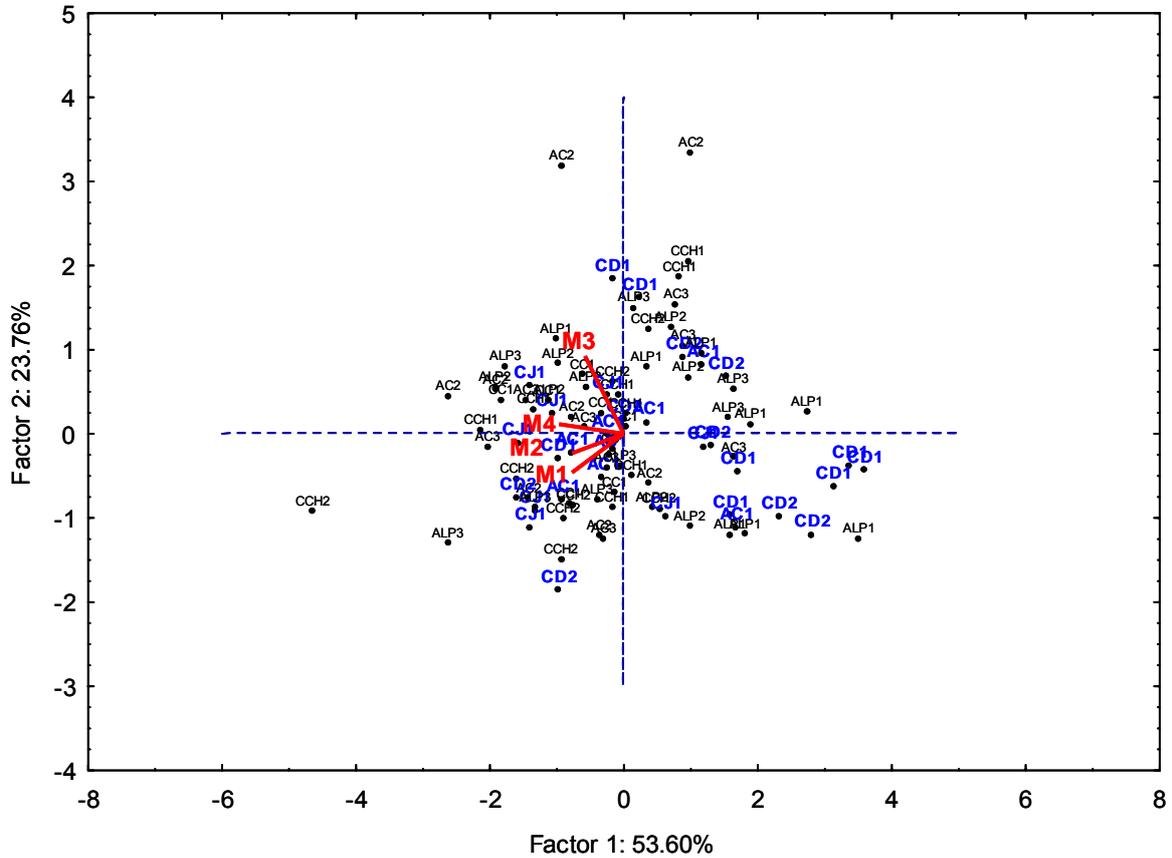


Figura 1.3 Análisis de Componentes Principales. Segregación de los sitios de muestreo según los valores de los parámetros físico-químicos medidos para cada sitio en los cuatro muestreos. Sitios de muestreo: Cañada del Colorado (CC), Arroyo Colorado (AC), Cañada de las Conchillas (CCH), Arroyo Las Piedras (ALP), Cañada del Dragón (CD) y Cañada del Juncal (CJ). M = Muestreos. En azul los sitios con menor área urbanizada.

Tabla 1.3. Contribución de las variables sobre los factores 1 y 2 (basada en la matriz de correlaciones). F-Q = Parámetros Físico-Químicos. M = muestreos.

	Factor 1	Factor 2
% Varianza explicada	53.6	23.8
Correlación Variable-Factor		
F-Q M1	-0.76	-0.40
F-Q M2	-0.79	-0.24
F-Q M3	-0.47	0.85
F-Q M4	-0.85	0.11

Índice de calidad de agua (ICA)

Al aplicar el ICA se observó que la calidad del agua varió a lo largo de la cuenca. Los parámetros normalizados de 0-100 utilizados en la construcción del índice se muestran en la Tabla 1.4. Los rangos que se adjudican en este índice incluyen la variabilidad espacio temporal de los valores obtenidos en este estudio, así como valores extremos de cursos presentes en nuestro país que indican una baja calidad de agua (Pantanos, Miguelete y Carrasco) (Feola et al. 2005).

Los valores adoptados por el ICA variaron entre 73.3 y 96.7%, correspondiendo el valor mínimo al sitio 3 del A° de las Piedras (ALP3, el punto más cercano a su desembocadura), mientras que el valor máximo se registró en el sitio 1 de la Cañada del Dragón (CD1, cercano a la naciente). Los valores para todos los sitios, sus medias, desvíos, mínimos y máximos se muestran en la Tabla 1.5.

Tabla 1.4. Normalización de rangos de los parámetros de calidad de agua utilizados en el Índice de calidad de agua desarrollado. Sólidos totales en suspensión (STS), materia orgánica en suspensión (MOS), conductividad eléctrica (K), alcalinidad (Alk), oxígeno disuelto (OD), Fósforo total (PT), nitratos totales (NO₃) y potencial hidrogeniónico (pH).

Factor de Normalización (Ci)	Parámetros			
	STS (mg l ⁻¹)	MOS (mg l ⁻¹)	K (μS cm ⁻¹)	Alk (mg CaCO ₃ l ⁻¹)
100	X ≤ 250	X ≤ 10	X ≤ 250	X ≤ 50
90	250 > X ≤ 850	10 > X ≤ 170	250 > X ≤ 500	50 > X ≤ 300
80	850 > X ≤ 1450	170 > X ≤ 330	500 > X ≤ 1000	300 > X ≤ 550
70	1450 > X ≤ 2050	330 > X ≤ 490	1000 > X ≤ 1500	550 > X ≤ 800
60	2050 > X ≤ 2650	490 > X ≤ 650	1500 > X ≤ 2000	800 > X ≤ 1050
50	2650 > X ≤ 3250	650 > X ≤ 810	2000 > X ≤ 3000	1050 > X ≤ 1300
40	3250 > X ≤ 3850	810 > X ≤ 970	3000 > X ≤ 4000	1300 > X ≤ 1550
30	3850 > X ≤ 4450	970 > X ≤ 1130	4000 > X ≤ 5000	1550 > X ≤ 1800
20	4450 > X ≤ 5050	1130 > X ≤ 1290	5000 > X ≤ 6000	1800 > X ≤ 2050
10	5050 > X ≤ 5650	1290 > X ≤ 1450	6000 > X ≤ 7000	2050 > X ≤ 2300
0	X > 5650	X > 1450	X > 7000	X > 2300
Peso Relativo (Pi)	4	3	2	1
Factor de Normalización (Ci)	OD (mg l ⁻¹)	PT (μg l ⁻¹)	NO ₃ (μg l ⁻¹)	pH
100	X ≥ 7.5	X ≤ 30	X ≤ 100	6.8 ≥ X ≤ 7.2
90	7.5 < X ≥ 7	30 > X ≤ 300	100 > X ≤ 1500	7.2 > X ≤ 7.4 , 6.6 ≥ X < 6.8
80	7 < X ≥ 6.5	300 > X ≤ 1000	1500 > X ≤ 3000	7.4 > X ≤ 7.6 , 6.4 ≥ X < 6.6
70	6.5 < X ≥ 6	1000 > X ≤ 1500	3000 > X ≤ 4500	7.6 > X ≤ 7.8 , 6.2 ≥ X < 6.4
60	6 < X ≥ 5	1500 > X ≤ 2000	4500 > X ≤ 6000	7.8 > X ≤ 8 , 6 ≥ X < 6.2
50	5 < X ≥ 4	2000 > X ≤ 2500	6000 > X ≤ 7500	8 > X ≤ 8.2 , 5.8 ≥ X < 6
40	4 < X ≥ 3.5	2500 > X ≤ 3000	7500 > X ≤ 9000	8.2 > X ≤ 8.4 , 5.6 ≥ X < 5.8
30	3.5 < X ≥ 3	3000 > X ≤ 3500	9000 > X ≤ 10500	8.4 > X ≤ 8.6 , 5.4 ≥ X < 5.6
20	3 < X ≥ 2	3500 > X ≤ 4000	10500 > X ≤ 12000	8.6 > X ≤ 8.8 , 5.2 ≥ X < 5.4
10	2 < X ≥ 1	4000 > X ≤ 4500	12000 > X ≤ 13500	8.8 > X ≤ 9 , 5 ≥ X < 5.2
0	X < 1	X > 4500	X > 13500	X > 9 , X < 5
Peso Relativo (Pi)	4	1	2	1

Tabla 1.5. Valores medios estacionales y anuales, error estándar (SE), mínimos (min) y máximos (max) para el índice de calidad de agua. Sitios de muestreo: Cañada del Colorado (CC), Arroyo colorado (AC), Cañada de las Conchillas (CCH), Arroyo Las Piedras (ALP), Cañada del Dragón (CD) y Cañada del Juncal (CJ). Muestreos estacionales, M1 = otoño, M2 = invierno, M3 = primavera, M4 = verano.

	Sitios de Muestreo											
	CC1	AC1	AC2	AC3	CCH1	CCH2	ALP1	ALP2	ALP3	CD1	CD2	CJ1
ICA M1	91.1	92.2	91.7	86.1	92.8	89.4	78.3	90.6	83.3	96.7	94.4	91.1
ICA M2	89.4	91.7	80.6	76.7	92.8	90.6	77.2	86.1	73.3	96.1	93.3	88.9
ICA M3	86.1	95.6	85.6	84.4	83.3	91.1	82.2	80.0	86.1	92.2	89.4	85.0
ICA M4	83.9	88.3	80.6	82.8	85.0	90.0	81.1	82.2	86.1	90.6	91.1	92.2
Media	87.6	91.9	84.6	82.5	88.5	90.3	79.7	84.7	82.2	93.9	92.1	89.3
SE	1.6	1.5	2.6	2.1	2.5	0.4	1.2	2.3	3.0	1.5	1.1	1.6
Min	83.9	88.3	80.6	76.7	83.3	89.4	77.2	80.0	73.3	90.6	89.4	85.0
Max	91.1	95.6	91.7	86.1	92.8	91.1	82.2	90.6	86.1	96.7	94.4	92.2
DS	3.3	3.0	5.3	4.1	5.0	0.7	2.3	4.6	6.1	3.0	2.2	3.2

Para comprobar si existen diferencias significativas entre los valores obtenidos con el ICA, para los cuatro muestreos, entre los sitios sin urbanización (AC1, CD1, CD2, CJ1) y con urbanización (CC1, CCH1, CCH2, ALP1, ALP2, ALP3, AC2 y AC3) se realizó el Análisis de Similitud (ANOSIM, $p < 0.05$). Dicho análisis detectó diferencia significativas entre ambos grupos ($R = 0.34$, $p = 0.03$).

Para comprobar si existen diferencias significativas entre los valores obtenidos con el ICA, para cada muestreo así como para el promedio de los cuatro muestreos, entre los sitios sin urbanización (*Grupo1*: AC1, CD1, CD2, CJ1) y con urbanización (*Grupo2*: CC1, CCH1, CCH2, ALP1, ALP2, ALP3, AC2 y AC3) se realizó en cada caso un test de T ($p < 0.05$). En todos los casos, los valores del ICA pertenecientes al Grupo 1 (G1, sin urbanización) fueron significativamente mayores a los valores del Grupo 2 (G2, con urbanización), excepto para el muestreo 1 donde las diferencias fueron marginalmente significativas (Tabla 1.6).

Tabla 1.6. Análisis comparativo de los valores obtenidos con el ICA entre los sitios sin urbanización (*Grupo1*: AC1, CD1, CD2, CJ1) y con urbanización (*Grupo2*: CC1, CCH1, CCH2, ALP1, ALP2, ALP3, AC2 y AC3). t = estadístico del test de T, G.L.= grados de libertad, $p < 0.05$ significativo.

	Media G1	Media G2	t	G.L.	p
M1	93.61	87.92	2.12	10	0.060
M2	92.50	83.33	2.36	10	0.040
M3	90.56	84.86	2.52	10	0.030
M4	90.56	83.96	3.95	10	0.003
Promedio (M1-M4)	91.81	85.02	3.51	10	0.006

Para la ordenación de los sitios con respecto a su calidad de agua se realizó un ACP con los datos del ICA obtenidos para cada sitio en los cuatro muestreos (Fig.1.3). El mismo detectó que la mayor variabilidad explicada fue debida a las variaciones del ICA entre los sitios y no entre muestreos (Tabla 1.6).

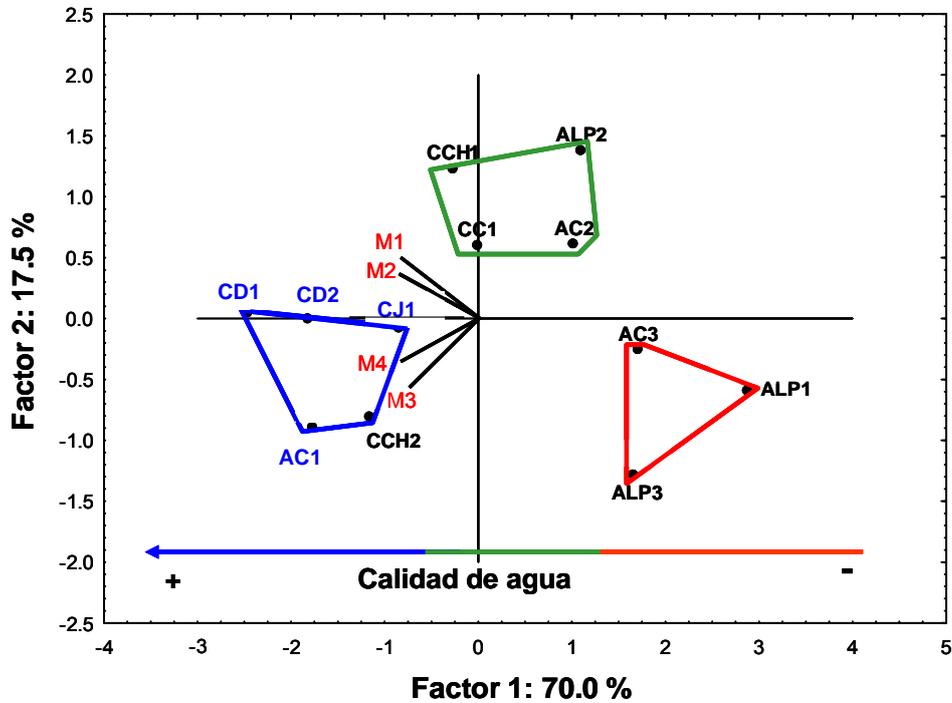


Figura 1.3 Análisis de Componentes Principales. Segregación de los sitios de muestreo según los valores obtenidos con el índice de calidad de agua (ICA) para cada sitio en los cuatro muestreos. Sitios de muestreo: Cañada del Colorado (CC), Arroyo Colorado (AC), Cañada de las Conchillas (CCH), Arroyo Las Piedras (ALP), Cañada del Dragón (CD) y Cañada del Juncal (CJ). M = Muestreos. En azul los sitios con menor área urbanizada.

Tabla 1.6. Contribución de las variables sobre los factores 1 y 2 (basada en la matriz de correlaciones). ICA: Índice de Calidad de Agua, M: muestreos.

	Factor 1	Factor 2
% Varianza explicada	70.0	17.5
Correlación Variable-Factor		
ICA M1	-0.85	0.46
ICA M2	-0.90	0.33
ICA M3	-0.76	-0.52
ICA M4	-0.83	-0.34

Como forma de evaluar si existe una relación entre los valores del ICA y el incremento del porcentaje del área urbana de cada sitio, se realizó una correlación no paramétrica de Spearman ($p < 0.05$). La correlación entre los valores medios del ICA para

cada sitio y el uso del suelo urbano (AU) fue negativa y marginalmente significativa ($r = -0.60$, $p = 0.05$) (Fig. 1.4). La representación de la calidad de agua en la cuenca se muestra en la Figura 1.5.

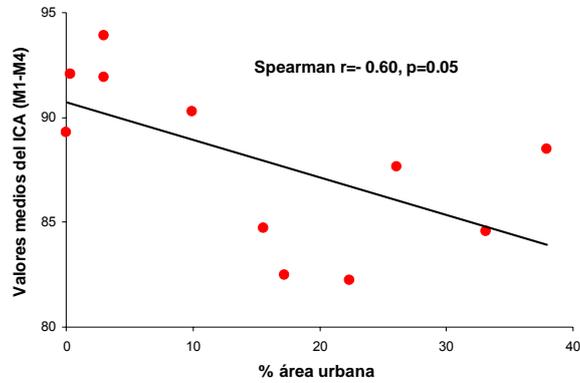


Figura 1.4. Correlación entre los valores del ICA obtenidos de la media anual y el porcentaje del área urbana en la cuenca de drenaje de cada sitio.

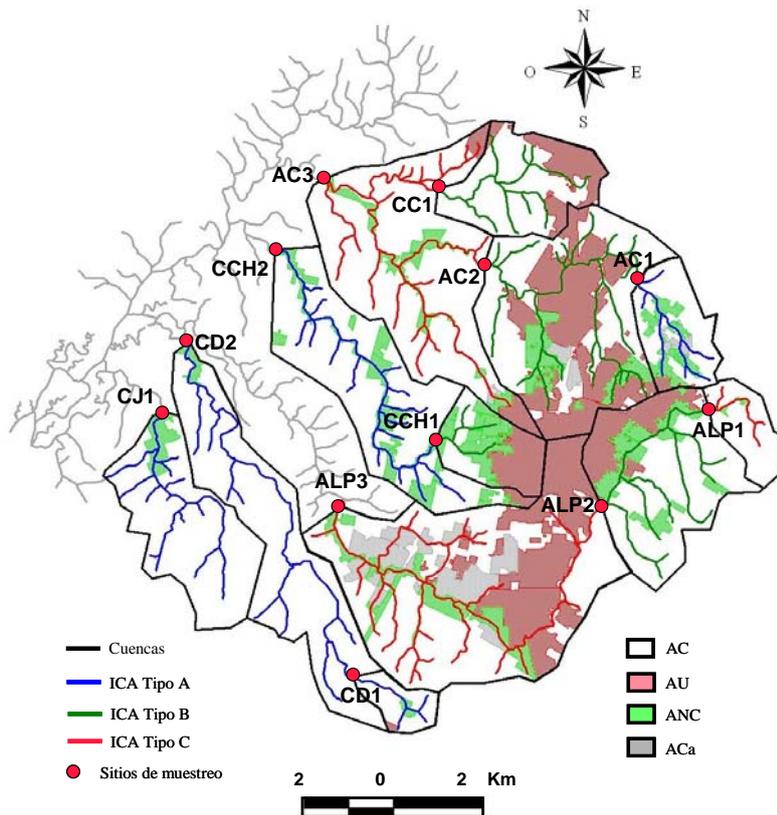


Figura 1.5. Área de estudio, uso del suelo y calidad de agua en cada punto de muestreo, sobre la cuenca del A° Colorado (Canelones-Montevideo, Uruguay). Sitios de muestreo: Cañada del Colorado (CC), Arroyo Colorado (AC), Cañada de las Conchillas (CCH), Arroyo Las Piedras (ALP), Cañada del Dragón (CD) y Cañada del Juncal (CJ). Siglas correspondientes al uso del suelo zona urbanizada (AU), zona agrícola (AC), zona de canteras (ACa), zona no agrícola/urbana (ANC).

Índice de calidad de agua (ICA) vs. Parámetros Físico-Químicos

La matriz de similitud de los valores espacio-temporales obtenidos con el ICA mostró una relación significativa con la matriz de similitud de los parámetros físico-químicos considerando todos los muestreos (Test Mantel, $R=0.39$, $p=0.009$). Lo mismo ocurrió para cada uno de los muestreos excepto para el muestreo 3 donde existió la correlación mas baja y no significativa. Los valores obtenidos para cada muestreo fueron: M1 (Test Mantel, $R=0.53$, $p=0.004$), M2 (Test Mantel, $R=0.45$, $p=0.04$), M3 (Test Mantel, $R=0.17$, $p=0.17$) y M4 (Test Mantel, $R=0.34$, $p<0.009$). A modo de ejemplo se muestra en la Figura 1.7 la correlación entre los valores de oxígeno disuelto (una de las variables físico químicas mas importantes) y los valores obtenidos con el ICA, utilizando los datos de todos los sitios y todos los muestreos.

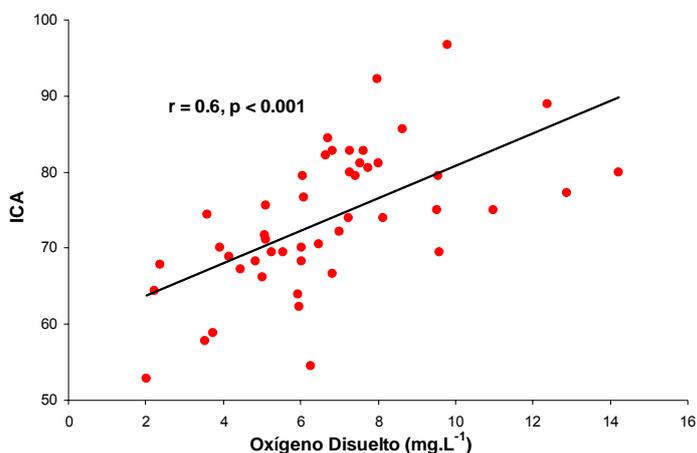


Figura 1.7. Relación entre los valores obtenidos con el ICA y el Oxígeno Disuelto (variación espaciotemporal). $r = r$ de Spearman, $p < 0.05$ = significativo.

Discusión

A través del análisis del uso del suelo de la cuenca del arroyo Colorado, se pudo observar que los sitios estudiados se diferenciaron marcadamente por el uso del suelo que se realiza en cada uno de ellos. En esta cuenca el principal uso del suelo es la agricultura (70% del área total) con parches de zonas urbanas densamente pobladas sin saneamiento (2097 habitantes/Km²) como son Las Piedras, La Paz y Progreso, con un total de 104829 habitantes (INE, 2004). Este uso intensivo del territorio se ve reflejado al ver que solo un 9.9% del área estudiada no presenta actividades ni agrícolas ni urbanas (ANC). En dicha cuenca se pudo constatar una falta de planificación territorial ya que existen conflictos de interés entre la agricultura y el sector urbano-industrial. Por ejemplo, pérdida de calidad de agua como para ser utilizada en el regadío de cultivos.

En este sentido se pudieron diferenciar dos grupos de microcuencas en cuanto al uso del suelo. El grupo 1 el cuál reúne a los sitios que presentaron un bajo porcentaje de uso del suelo urbano: AC1, ALP1, CD1, CD2 y CJ1, (rango: 0-3%, mientras que en el total del área de estudio el porcentaje de AU es del 17.2%). Los tres últimos sitios pertenecen a la zona baja de la cuenca del Arroyo Colorado cuyo principal uso del suelo es el agrícola. Esta zona (Rincón de Melilla) ha sido catalogada como de nivel 1 por el Plan de Ordenamiento Territorial de Montevideo, ya que incluye los ambientes menos modificados del departamento de Montevideo (IMM, 1998c). Dicha región presenta la mayor relevancia ambiental por estar representada por: “unidades de paisajes destacadas por sus indicadores de biodiversidad y paisaje, con algún grado de impacto humano actual o pasado, que requieren de medidas de rehabilitación y recuperación, y que presentan buenas posibilidades de servir a los fines de la preservación ecológica” (IMM, 1998c). Por otra parte el grupo 2 incluyó los sitios ALP3, CC1, AC2, AC3, CCH2, CCH1 y AC3, caracterizados por un fuerte uso urbano de su cuenca de drenaje (rango: 9.96-37.97%, mientras que en el total del área de estudio el porcentaje de AU es del 17.2%). De estos, el ALP3 ya ha sido catalogado por Feola et al. (2005) como un sitio de aguas deterioradas por vertimientos de aguas residuales industriales y domésticas.

Al analizar los parámetros físico-químicos, teniendo en cuenta todos los muestreos, se detectaron diferencias significativas entre los grupos de sitios con elevada urbanización y baja urbanización. Analizando por muestreos no se detectaron diferencias significativas para el muestreo 3. El ACP no mostró un patrón claro de agrupamiento de los sitios con baja urbanización. Por otra parte, el análisis de los

resultados obtenidos con el ICA también mostró diferencias significativas, teniendo en cuenta todos los muestreos. Analizando por muestreos no se detectaron diferencias significativas para el muestreo 1. Al evaluar la relación entre las matrices de similitud de los parámetros físico-químicos y los resultados del ICA siempre se encontró una relación significativa excepto para el muestreo 3. La falta de una relación significativa entre los parámetros físico-químicos y los valores obtenidos con el ICA puede suceder cuando existe una elevada variación de los parámetros físico-químicos que tienen baja ponderación en el ICA.

El ACP con los valores obtenidos en el ICA mostró una clara agrupación de los sitios con baja urbanización, donde se agruparon los sitios clasificados por baja o nula urbanización (CD1, CD2, CJ1 y AC1) a los cuales se le suma el sitio CCH2 que pertenece al grupo de los sitios con mayor urbanización, sin embargo este sitio es el de menor urbanización de dicho grupo (AU = 10%).

Al evaluar los valores del índice con respecto al uso del suelo se encontró una fuerte relación entre el uso del suelo y la calidad de agua, donde se constató que las zonas que presentan una menor calidad del agua son aquellos sitios que presentan un alto porcentaje de urbanización en su cuenca de drenaje. Estos resultados hacen referencia a que la urbanización sin saneamiento en áreas agrícolas provoca un claro deterioro de la calidad del agua. Esto es coincidente con trabajos donde se ha demostrado un fuerte impacto negativo de la urbanización sobre la calidad del agua (Wang, 2001; Ren *et al.*, 2003). En este sentido las descargas de contaminantes de origen urbano-industrial se diferencian de las provenientes de zonas agrícolas, mas allá de contener contaminantes diferentes. Las descargas de contaminantes desde las zonas agrícolas se caracterizan por ser difusas (no ocurren en un sitio puntual) y dependen fuertemente de las precipitaciones y de los períodos de aplicación de los agroquímicos (Di Guardo *et al.*, 1994; Vega *et al.*, 1998), provocando que el ingreso de dichos contaminantes no sea constante en el tiempo. Por otra parte, las descargas de las aguas de origen municipal-industrial constituyen una fuente de contaminación puntual constante a lo largo del año, provocando un mayor impacto sobre la calidad del agua (Vega *et al.*, 1998).

Es necesario resaltar que el punto que presentó la menor calidad del agua fue ALP1 el cual presenta un porcentaje muy bajo de área urbanizada (1.5%) y elevado de agricultura (96%), sin embargo es un sitio en el cuál se pudo constatar (luego de realizados los primeros muestreos) la presencia de vertimientos cloacales directos desde

asentamientos que se ubican en su cuenca. Esto ha provocado que la calidad de agua en este sitio sea muy baja con respecto al resto de los sitios y no se vea directamente relacionada con un elevado uso del suelo urbano.

La relación entre los valores del ICA y el uso del suelo estarían confirmando su sensibilidad a los cambios en la calidad de agua. Cabe resaltar que si bien se pudo diferenciar tres tipos de calidad de agua los valores obtenidos fueron en general altos presentando un rango entre 73.3 y 96.7% (rango del ICA 0 a 100%). Esto ocurrió debido que al formular el índice, se utilizaron como rangos extremos de mala calidad de agua información proveniente de arroyos severamente deteriorados de nuestro país. La incorporación de datos de calidad de agua provenientes de situaciones extremas (sitios más prístinos y sitios muy contaminados), así como la incorporación de nuevos parámetros de calidad de agua (ejemplo: coliformes fecales, metales pesados y agroquímicos) permitirán en un futuro realizar un ajuste adecuado de este índice para su utilización en las diferentes cuencas de nuestro país. Dicho ajuste permitirá contar con una herramienta de evaluación y control de la calidad de agua de bajo costo y fácil interpretación, tanto para el público en general como para los tomadores de decisiones (ejemplo: DINAMA e Intendencias Municipales). En general los diferentes rangos de valores de índices de este estilo tienen asociada una calidad de agua (Pesce & Wunderlin, 2000), a causa de lo explicado anteriormente preferimos denominarlos por “Tipos” de calidad, adjudicándole la letra A, a la mejor calidad y la C a la peor.

Capítulo 2: Comunidades de peces y su relación con la calidad de agua

Marco teórico

Las actividades humanas provocan importantes cambios en las comunidades de peces presentes en los sistemas acuáticos. Este proceso se debe principalmente a la descarga de efluentes sin tratamiento previo, a la modificación de cursos de agua superficiales (represas, canales de regadío, rectificación de cauce, etc.), al uso indiscriminado de agroquímicos, a la tala de los bosques ribereños, así como a la introducción de especies exóticas, en el marco de una escasa o nula planificación del uso de dichos recursos (Angermeier & Karr, 1983; Parra, 1996; Eguren, 1997; Karr & Rossano, 2001; Saunders *et al.*, 2002; Alcaraz *et al.*, 2005). Esta compleja red de actividades humanas interfiere con la salud de los ecosistemas acuáticos provocando cambios en la red trófica (fuente de energía), en la calidad del agua (variables químicas), en los flujos estacionales (régimen de flujo), en el hábitat físico (homogeneización estructural del hábitat), y en las interacciones bióticas (predación, competencia, parasitismo, etc.) (Karr & Rossano, 2001).

Diferentes estudios han demostrado diversos efectos de la contaminación sobre los ensambles de peces. Estudios comparativos han indicado que las actividades agrícolas y la urbanización provocan una influencia negativa sobre las comunidades de peces con una disminución en la riqueza y la diversidad (Tramer & Rogers, 1973; Klein, 1979; Goldstein, 1981; Karr *et al.*, 1985; Scout *et al.*, 1986; Vila-Gispert *et al.*, 2002). Por lo tanto, las modificaciones locales que ocurren en los ensambles de peces, bajo condiciones de estrés (naturales o inducidas), son el resultado final de migraciones o extinciones de las especies más sensibles y un aumento de las más tolerantes. Estos cambios se ven reflejados en una pérdida neta de especies con respecto a lo esperado o un reemplazo de las especies sensibles por las tolerantes vía colonización (Taylor & Warren, 2001; Cook *et al.*, 2004). Cabe resaltar que la riqueza local de especies en ríos y arroyos puede estar fuertemente afectada por procesos naturales longitudinales desde las nacientes hacia la desembocadura, como ser el aumento del orden (lo que generalmente involucra un aumento del tamaño del río) (Allan, 1995, Marsh-Matthews & Matthews, 2000). En este sentido, varios autores han demostrado que existe una

correlación positiva entre el número de especies y el orden del río (Sheldon, 1968; Rahel & Hubert, 1991)

La abundancia total de peces del ensamble puede no sufrir grandes cambios, ya que puede existir una compensación entre la pérdida de individuos de las especies más sensibles y un incremento de la abundancia de las más tolerantes (cambios en las abundancias relativas). Sin embargo, si existe una pérdida de especies, la relación riqueza/abundancia podría detectar dichos cambios en las abundancias. Las especies tolerantes que se ven favorecidas en detrimento de las especies sensibles, en nuestra región suelen ser peces omnívoros de pequeño tamaño, provocando cambios importantes en la estructura y funcionamiento de las comunidades (Bistoni et al., 1999; Hued & Bistoni, 2005). El aumento de la proporción de peces pequeños provoca una reducción general de la talla media del ensamble lo que se puede ver reflejado al relacionar la abundancia con la biomasa. En este sentido se podría apreciar un incremento de la relación abundancia/biomasa en los sitios de mayor perturbación (Clarke, 1990; Penczak & Kruk, 1999; deBruyn et al., 2002).

Es importante resaltar que en Uruguay no se han realizado estudios de las comunidades de peces tendientes a ser utilizados como herramienta de biomonitorio. Concretamente en el sistema del arroyo Colorado (Cañada del Dragón) desde el año 2000 se vienen realizando estudios tendientes a comprender las relaciones entre las variaciones de las comunidades de peces y los cambios de diferentes variables ambientales (Teixeira de Mello et. al., 2001; Teixeira de Mello, 2002; Teixeira de Mello et. al., 2003).

Objetivo

Determinar atributos de los ensambles de peces que responden mediante su sensibilidad o tolerancia a los cambios en la calidad del agua.

Hipótesis

H2.1) La reducción en la calidad de agua en la cuenca del Arroyo Colorado, determinada por el aumento del uso del suelo urbano determina una pérdida de especies de peces.

H2.2) La reducción en la calidad de agua en la cuenca del Arroyo Colorado, determinada por el aumento del uso del suelo urbano provoca una disminución del índice de diversidad de Shannon.

H2.3) La reducción en la calidad de agua en la cuenca del Arroyo Colorado determinada por el aumento del uso del suelo urbano, determina una disminución en la relación riqueza/abundancia de los ensambles de peces.

H2.4) La reducción en la calidad de agua en la cuenca del Arroyo Colorado determinada por el aumento del uso del suelo urbano, determina respuestas diferenciales en las abundancias relativas a diferentes niveles taxonómicos (ordenes, familias y especies) dependiendo de la sensibilidad de los mismos.

H2.5) La reducción en la calidad de agua en la cuenca del Arroyo Colorado determinada por el aumento del uso del suelo urbano, determina que los ensambles de peces estén compuestos por individuos de menor tamaño (mayor relación abundancia/biomasa).

H2.6) La reducción en la calidad de agua en la cuenca del Arroyo Colorado determinada por el aumento del uso del suelo urbano, determina una importante presencia de especies omnívoras.

Metodología

Colecta de peces

Las colectas de peces correspondieron con la toma de muestras para el análisis de parámetros físico-químicos de calidad de agua. Para la captura de los peces se utilizó un equipo de pesca eléctrica Sachs Elektrofischfanggerate GmbH (Type FEG 1000). Este método de pesca es efectivo para el muestreo de pequeños peces en ambientes de poca profundidad (Garner, 1996), permitiendo una cuantificación por área y siendo útil en estudios donde se correlacionan características ambientales con la comunidad de peces (Granado, 1996). El método de captura fue el de pesca puntual donde se van realizando pulsos eléctricos a lo largo del curso de agua (Garner, 1996; Granado, 1996). El esfuerzo de muestreo fue de 50 pulsos eléctricos en cada estación de muestreo en una extensión de 100 metros. Este número se calculó utilizando un total de 6 instancias previas de muestreos en la cuenca, donde se realizaron entre 80 y 100 pulsos. Los resultados obtenidos fueron analizados desde dos puntos de vista. Primero se analizó la

media y desvío de la densidad y la riqueza acumulada, cada 5 pulsos y se observó en cuantos pulsos éstas se estabilizaban. Luego se calculó el n óptimo a partir de la fórmula:

$$n = ((S_{n-1} * t(n-1, \alpha)) / d)^2$$

Donde S_{n-1} es el desvío estándar, $t(n-1, \alpha)$ es el valor de Student, para el n analizado (número de réplicas), $\alpha = 0.05$ (nivel de confianza del 95%) y d es el error dispuesto a aceptar (en este caso fue de un individuo para la abundancia y una especie para riqueza). Éste cálculo fue realizado considerando densidad de individuos y riqueza específica obtenida para cada pulso eléctrico.

Luego de la colecta, todos los peces fueron sacrificados con una sobredosis de anestesia (solución de 2-Phenoxy-ethanol, 1ml/l), fijados en formol (10%) y transportados al laboratorio. En el laboratorio fueron identificados hasta el mínimo nivel taxonómico posible, mediante el uso de claves taxonómicas (Ringuelet et.al., 1967; Géry, 1977; Azpelicueta & Braga, 1991; López & Miquelarena, 1991; Braga, 1994). Cada individuo fue medido (longitud estándar, 0.1 cm) y pesado (0.01 g). El procedimiento se realizó a los 15 días de que los peces fueran fijados en formol, tiempo en el cuál el peso se estabiliza con un aumento del 5% de su biomasa (Granado, 1996).

La diversidad se determinó a través del índice de Shannon (Shannon & Wiener, 1949). El análisis del ensamble de peces se realizó sobre diferentes atributos. A nivel de ensamble se evaluó abundancia total (nº de individuos), biomasa (grs), riqueza de especies, riqueza/abundancia, abundancia/biomasa y diversidad de Shannon, así como la abundancia relativa de las diferentes especies. Por otra parte, se analizó la abundancia relativa a nivel de órdenes para evaluar si existen adaptaciones filogenéticas generales de los grandes grupos a situaciones de contaminación. En todos los casos dichos análisis se realizaron utilizando los 12 sitios y su variabilidad estacional (n = 48).

Análisis de datos

La normalidad de las variables se analizó a través del test de Kolmogorov-Smirnov y la homogeneidad de varianza mediante el test de Levéne. Para los datos con distribución normal se utilizó estadística paramétrica, ANOVA o Test T de Student según cada caso. Para el caso de variables que no presentaron una distribución normal ni homogeneidad de varianza, se utilizaron los test de Kruskal-Wallis o de U Mann-

Whitney, según correspondiera. Para dichos análisis se trabajó con un nivel de confianza del 95% (Sokal & Rohlf, 1981). Para ver como se agrupan los sitios pertenecientes a los diferentes grupos de calidad de agua (Tipos A, B, y C) teniendo en cuenta la abundancia, biomasa y riqueza de los ensambles de peces se utilizó análisis discriminante de forma descriptiva (James & McCulloch, 1990).

Para evaluar si los cambios en la calidad del agua que ocurren en la cuenca del Arroyo Colorado provocan una pérdida o una sustitución de especies se realizó un análisis de anidamiento sobre matrices de presencia-ausencia de especies (Wright et.al., 1998; Bascompte et al., 2003). Para ello se utilizó el software “NESTEDNESS CALCULATOR” el cual fue creado por Atmar & Patterson (1995) para caracterizar como las especies se distribuyen en un conjunto de islas. El continuo que existe entre los extremos de perfecto anidamiento (pérdida de especies) y completa aleatoriedad (reemplazo de especies) puede ser descrito en términos termodinámicos. Un sistema que se encuentra perfectamente ordenado, ausente de toda aleatoriedad se puede describir como el más frío ($T = 0^{\circ}\text{C}$), o sea un sistema perfectamente anidado. A si mismo, el extremo más caliente ($T = 100^{\circ}\text{C}$) se corresponde con un sistema carente de orden completamente aleatorio (no anidado). El análisis de anidamiento cuantifica en que medida las especies presentes en los sitios de menor riqueza son un subconjunto de aquellas presentes en los sitios con mayor número de especies. Si es altamente anidada, permiten sugerir que existe evidencia de que la composición de especies en el área de estudio comprendería un ensamble relativamente homogéneo o asimilable a una misma zona o región zoogeográfica. Si el anidamiento es bajo se detectarían zonas donde se produce una diferenciación en la composición, la cual podría representar una secuencia de reemplazo de especies características de una zona de transición (Patterson & Atmar, 1986, Wright et.al., 1998). La prueba de significancia estadística se realizó con una rutina de remuestreo Montecarlo en el programa “Nestedness Calculator”. Se realizaron 10000 aleatorizaciones de la matriz de presencia ausencia registrando la “temperatura” del sistema en cada iteración. Si la temperatura observada es menor a la esperada en el intervalo al 95% de las temperaturas aleatorizadas, se consideró que el sistema es más anidado a lo esperado por azar. Si por el contrario la temperatura observada está por encima del intervalo de confianza se considerará que existe un reemplazo de especies (especificidad ambiental) mayor al esperado por azar.

Para comprobar si existen diferencias significativas en la matriz de presencia ausencia de especies entre los sitios de calidad de agua Tipo A y Tipo B-C se realizó el Análisis de Similitud (ANOSIM, $p < 0.05$). Se efectuaron en todos los casos 10000 permutaciones ($p < 0.05$). Para las comparaciones de a pares se corrigió el nivel de significación de acuerdo a Bonferroni (1935). Para dicho análisis se utilizó el software PAST versión 1.68 (Hammer *et al.*, 2001). Las relaciones entre los parámetros físico-químicos y el ICA con las abundancias relativas de las especies, considerando todos los muestreos juntos, se analizaron utilizando el test de Mantel (Mantel, 1967).

Resultados

Un total de 7889 peces fueron colectados en la cuenca del Arroyo Colorado, los cuales fueron clasificados dentro de 28 especies, 10 familias y 5 ordenes (Tabla 2.1). Los ordenes y sus abundancias fueron: Cyprinodontiformes (75.7%, con 3 especies), Characiformes (14.7%, con 12 especies), Siluriformes (6.8%, con 9 especies), Perciformes (1.9%, con 3 especies) y finalmente los Synbranchiformes (0.9%, con 1 especie). Las especies dominantes fueron 3 y comprendieron un 87.7% del total; a saber: *Cnesterodon decemmaculatus* (70.3%, Cyprinodontiformes), *Bryconamericus iheringii* (6.0%, Characiformes) y *Jenynsia multidentata* (5.4%, Cyprinodontiformes). Un total de 9 especies presentaron abundancias muy bajas (en ningún caso más de 15 individuos), representando solamente 0.68% del total de individuos capturados: *Hyphessobrycon luetkenii*, *Diapoma terofali*, *Oligosarcus jenynsii*, *Charax stenopterus*, *Cyphocharax voga*, *Hisonotus sp.*, *Callychthys callychthys*, *Crenicichla scotti* y *Phalloceros caudimaculatus*. Estas especies fueron consideradas como raras, por lo que sus abundancias relativas no se analizaron entre los diferentes grupos de calidad de agua. Utilizando los 12 sitios como réplicas de la cuenca, no se observaron diferencias significativas entre los cuatro muestreos en la abundancia (Log n° de individuos, $F = 1.39$, $p = 0.26$), biomasa (Log biomasa grs., $F = 1.59$, $p = 0.21$) y riqueza de especies (Log n° especies, $F = 0.55$, $p = 0.65$).

Tabla 2.1. Lista de las especies capturadas en la cuenca del Arroyo Colorado.

Orden	Familia	Especies	
Characiformes	Characidae	<i>Bryconamericus iheringii</i>	
		<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	
		<i>Hyphessobrycon luetkenii</i>	
		<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	
		<i>Pseudocorinopoma doriae</i>	
		<i>Diapoma terofali</i>	
		<i>Cheirodon interruptus</i>	
		<i>Oligosarcus jenynsii</i>	
		<i>Charax stenopterus</i>	
		Erithrynidae	<i>Hoplias malabaricus</i>
		Crenuchidae	<i>Characidium rachovii</i>
Curimatidae	<i>Cyphocharax voga</i>		
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Heptapterus mustelinus</i>	
		<i>Pimelodella australis</i>	
		<i>Rhamdia quelen</i>	
	Loricariidae	<i>Hypostomus commersonii</i>	
		<i>Rineloricaria sp</i>	
		<i>Otocinclus flexilis</i>	
		<i>Hisonotus sp.</i>	
		<i>Callichthys callichthys</i>	
	Callichthyidae	<i>Corydoras paleatus</i>	
	Perciformes	Cichlidae	<i>Australoherus facetus</i>
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>			
<i>Crenicichla scotti</i>			
Cyprinodontiformes	Poeciliidae	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	
		<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	
	Anablepidae	<i>Jenynsia multidentata</i>	
Synbranchiformes	Synbranchidae	<i>Symbranchus marmoratus</i>	

Teniendo en cuenta los grupos de calidad de agua obtenidos con el ICA (Tipos A, B y C) y las características generales de los ensambles de peces (abundancia, biomasa y riqueza), el análisis discriminante distinguió dos grupos: el grupo 1 que comprende al “Tipo A” de calidad de agua y el grupo 2 conformado por los “Tipos B y C”.

Tabla 2.2. Valores de probabilidad (p) del análisis discriminante ($p < 0.05$ = diferencias significativas) para los grupos de calidad de agua Tipos A, B y C teniendo en cuenta la abundancia, biomasa y riqueza de los ensambles de peces. Wilks' Lambda: 0.65, $F(6,86) = 3.4017$ $p < 0.0046$.

	Tipo B (p)	Tipo C (p)
Tipo A	0.0010	0.0279
Tipo B		0.6433

Por lo tanto, el análisis de los diferentes atributos del ensamble de peces con respecto a la calidad de agua se realizó entre dos grupos de sitios. El grupo 1 compuesto por los sitios de calidad de agua Tipo A (AC1, CD1, CD2, CJ1 y CCH2) y el grupo 2 compuesto por los sitios de calidad de agua Tipo B y C (ALP2, CCH1, CC1, AC2, ALP1, ALP3 y AC3). El uso del suelo y los valores del ICA pertenecientes a ambos grupos se muestra en la tabla 2.3. Los sitios Tipo A presentaron un uso del suelo urbano significativamente menor que los sitios Tipo B-C ($t_{10}=-3.15$, $p = 0.01$), mientras que el uso del suelo agrícola y los sitios “sin uso” ANC, no presentaron diferencias significativas ($t_{10}=1.8$, $p = 0.10$, $t_{10}=-0.13$, $p = 0.89$, respectivamente).

Tabla 2.3. Uso del suelo (media \pm desvío estándar) de los dos grupos de calidad de agua (Tipo A y Tipo B-C) y los sitios pertenecientes a cada grupo. Valores ICA media \pm error estándar (mínimo y máximo). Sitios de muestreo: Cañada del Colorado (CC), Arroyo colorado (AC), Cañada de las Conchillas (CCH), Arroyo Las Piedras (ALP), Cañada del Dragón (CD) y Cañada del Juncal (CJ).

Grupo ICA	Valor ICA	Sitios	Uso del Suelo (%)		
			AU	AC	ANC
Tipo A	91.5 \pm 1.7 (89.3-93.9)	AC1, CCH2, CD1, CD2 y CJ1	3.3 \pm 1.8	84.5 \pm 5.9	11.2 \pm 3.9
Tipo B-C	84.3 \pm 3.1 (79.7-88.5)	CC1, AC2, CCH1, ALP2, AC3 ALP1 y ALP3	21.8 \pm 4.72	64.4 \pm 8.14	12.0 \pm 4.11

El análisis de las variables abundancia (nº de individuos), biomasa y riqueza del ensamble mostraron diferentes patrones entre los dos grupos de calidad de agua. A pesar que la abundancia media fue mayor en los sitios Tipo B-C en comparación con los sitios Tipo A (Log Abundancia, media 4.6 \pm 1.2 DS., media 4.2 \pm 1.2 DS, respectivamente) dichas diferencias no fueron significativas ($t_{46}=-1.19$, $p = 0.2$). Por otra parte la biomasa presentó diferencias significativas marginales ($t_{46}=1.59$, $p = 0.1$), siendo mayor en los sitios Tipo A que en los Tipo B-C (Log Biomasa, media 5.3 \pm 1.0 DS, media 4.8 \pm 1.0 DS, respectivamente). El análisis de la relación abundancia/biomasa (la cual también refiere al tamaño general de los peces) permitió detectar diferencias significativas entre ambos grupos de calidad de agua ($t_{46}=-3.25$, $p = 0.002$), reflejando un mayor tamaño de los peces presentes en los sitios Tipo A (Fig 2.1C). El resto de las variables presentaron diferencias significativas entre los dos grupos de sitios. Los sitios Tipo A presentaron una mayor riqueza ($t_{46}=3.1$, $p = 0.003$) que los sitios Tipo B-C (Fig 2.1A) y una mayor riqueza/abundancia ($t_{46}=2.7$, $p = 0.008$) (fig. 2.1B). Por otra parte el índice de Shannon también fue mayor para los sitios Tipo A ($t_{46}=5.0$, $p = 0.000009$) (fig. 2.1D).

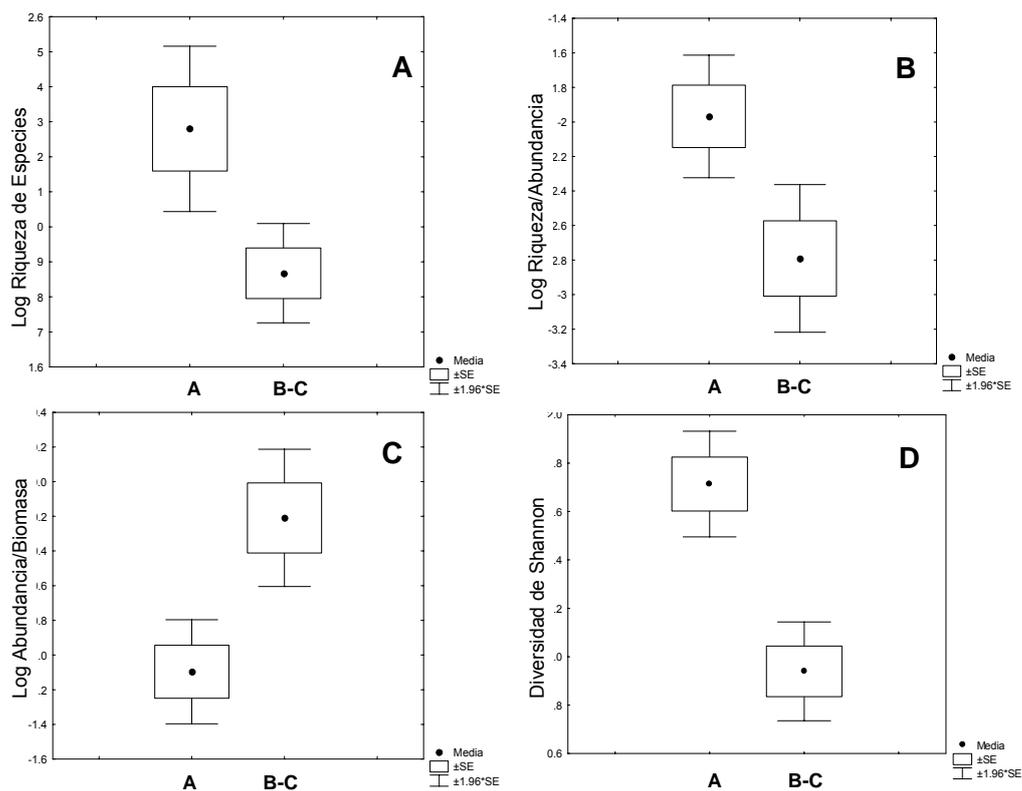


Figura 2.1. Variables de los ensambles de peces que presentaron diferencias significativas entre los grupos de calidad de agua Tipo A y Tipo B-C. A) Riqueza de especies ($t_{46}=3.1$, $p = 0.003$). B) Riqueza/abundancia ($t_{46}=2.7$, $p = 0.008$). C) Abundancia/biomasa ($t_{46}=-3.25$, $p = 0.002$). D) Índice de Shannon ($t_{46}=5.0$, $p = 0.000009$).

Para evaluar si el menor número de especies presentes en los sitios de menor calidad de agua son un subconjunto de las especies presentes en los sitios de mejor calidad del agua, o ocurre un reemplazo de especies se realizó un análisis de anidamiento con las especies acumuladas a lo largo del año en cada sitio. El mismo detectó un fuerte anidamiento (baja temperatura), indicando que las especies presentes en los sitios con menor riqueza son un subgrupo de los sitios con mayor riqueza. La prueba de significancia estadística se realizó mediante una rutina de remuestreo Montecarlo. La temperatura observada fue significativamente menor a la esperada en el intervalo al 95% de las temperaturas aleatorizadas, lo que demuestra que el sistema es más anidado a lo esperado por azar. La probabilidad de que la “temperatura” obtenida al azar (media 56,45, desvío estándar = 5,41) fuese menor a la observada (17,22°) fue fuertemente significativa ($p = 2,2 \times 10^{-13}$) (figura 2.3).

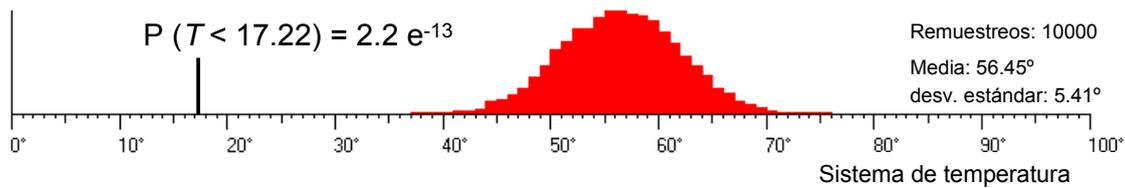


Figura 2.3. Se muestra el resultado obtenido con el software “NESTEDNESS CALCULATOR”. La rutina de Monte Carlo se realizó con 10000 aleatorizaciones (remuestreos).

Otro factor que podría provocar un subconjunto de especies en algunos sitios es el efecto del orden de los cursos de agua, ya que a mayor orden existe una tendencia al aumento en el número de especies. Los sitios muestreados comprendieron cursos de agua de diferentes ordenes: orden 2 (5 sitios, AC1, CCH1, CCH2, ALP1 y CD1) de orden 3 (6 sitios, CC1, AC2, ALP2, ALP3, CD2 y CJ1) y de orden 4 (1 sitio, AC3). El número total de especies acumuladas durante todo el año para cada orden fueron 19 especies para el orden 2, 28 para el orden 3 y 19 para el orden 4. No se detectaron diferencias significativas del número de especies entre los sitios de orden 2 y 3 ($U = 9,0$; $p = 0,27$) (orden 4 excluido de este análisis por ser un solo sitio de muestreo). Para el análisis de la composición de especies (presencia-ausencia) se realizó un análisis de anidamiento con las especies presentes en cada orden. El mismo detectó un anidamiento significativo (baja temperatura), indicando que las especies presentes en los sitios con menor riqueza son un subgrupo de los sitios con mayor riqueza. La temperatura observada fue significativamente menor a la esperada en el intervalo al 95% de las temperaturas aleatorizadas, demostrando que el sistema es más anidado a lo esperado por azar. La probabilidad de que la “temperatura” obtenida al azar (media $35,6^\circ$, desvío estándar = $12,38$) fuese menor a la observada ($12,59^\circ$) fue significativa ($p = 0,03$) (figura 2.4).

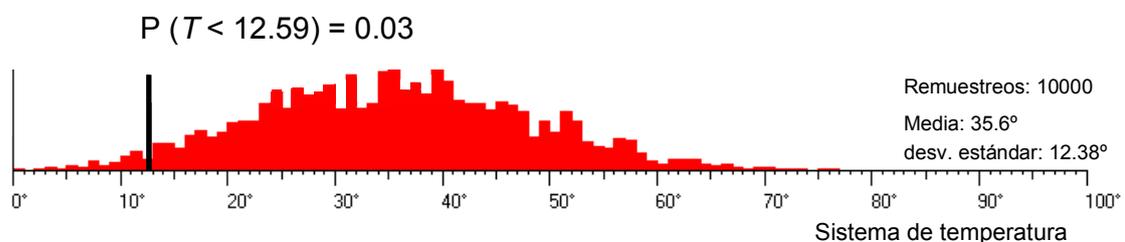


Figura 2.4. Se muestra el resultado obtenido con el software “NESTEDNESS CALCULATOR”. La rutina de Monte Carlo se realizó con 10000 aleatorizaciones (remuestreos).

Por otra parte se evaluó la matriz de presencia/ausencia de las especies acumuladas a lo largo del año entre los sitios de calidad de agua “Tipo A” y “Tipo B-C”, para ello se realizó el Análisis de Similitud (ANOSIM, $p < 0.05$). Dicho análisis no detectó diferencias significativas (ANOSIM, $R = 0.07$, $p = 0.26$) entre los sitios pertenecientes a diferentes “Tipos” de calidad de agua.

El siguiente nivel analizado fue la abundancia relativa de las diferentes especies, en primera instancia se analizó la relación entre la matriz de similitud de las abundancias relativas de las especies y la matriz de los valores obtenidos con el ICA, para todos los muestreos. Al utilizar todas las especies, incluyendo las que fueron catalogadas previamente como raras con solo el 0.68% del total de individuos (*H. luetkenii*, *D. terofali*, *O. jenynsii*, *C. stenopterus*, *C. voga*, *Hisonotus sp.*, *C. callychthys*, *C. scotti* y *P. caudimaculatus*) se detectó una correlación significativa (test de Mantel, $R=0.11$, $p=0.05$). Lo mismo sucedió al retirar dichas especies del análisis (test de Mantel, $R=0.11$, $p=0.05$). Por otra parte, se realizó el mismo análisis pero con los parámetros físico-químicos, donde se encontraron resultados muy similares tanto al utilizar el total de las especies (test de Mantel, $R=0.14$, $p=0.02$) y al retirar las especies raras (test de Mantel, $R=0.15$, $p=0.02$).

Para evaluar el comportamiento de las abundancias relativas por especie, se descartaron las especies raras, de las 19 especies: 7 fueron Characiformes, 7 Siluriformes, 2 Perciformes, 2 Cyprinodontiformes y 1 Synbranchiformes (Tabla 2.4). Dentro del orden Characiformes, 4 especies presentaron una mayor abundancia relativa en los sitios Tipo A dichas especies fueron todas pertenecientes a la familia Characidae. En los siluriformes dos especies pertenecientes a la familia Heptapteridae mostraron el mismo patrón. Dentro de los Cyprinodontiformes una especie mostró el mismo patrón antes mencionado (*J. multidentata*) mientras que *C. decemmaculatus* se comportó de manera inversa presentando mayores abundancias relativas en los sitios Tipo B-C. Por último *S. marmoratus* presentó una mayor abundancia relativa en los sitios de mejor calidad de agua (Tabla 2.4).

Al nivel taxonómico superior (Orden) también se encontraron diferencias significativas. Los Characiformes ($U = 120.5$, $p = 0.0009$), Siluriformes ($U = 160.0$, $p = 0.01$) y Synbranchiformes ($U = 156.5$, $p = 0.009$) presentaron una mayor abundancia relativa en los sitios Tipo A, mientras que los Cyprinodontiformes ($U = 890.5$, $p = 0.00001$) mostraron el patrón contrario con una mayor abundancia relativa en los sitios de Tipo B-C. Por otra parte, los Perciformes (Cichlidae) no presentaron diferencias

entre los dos grupos. Un resumen de los resultados arriba mencionados se muestra en la figura 2.2.

Tabla 2.4. Lista de especies que presentaron diferencias significativas en sus abundancias relativas entre los grupos de sitios de calidad de agua Tipo A y Tipo B-C. U = estadístico de Mann-Whitney. * Diferencias significativas marginales (tendencias).

Orden	Familia	Especies	U	p
Characiformes	Characidae	<i>Bryconamericus iheringii</i>	153.0	0.008
		<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	171.5	0.02
		<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	176.0	0.03
		<i>Pseudocorinopoma doriae</i>	199.5	0.09 *
		<i>Cheirodon interruptus</i>	132.0	0.002
Siluriformes	Heptapteridae	<i>Heptapterus mustelinus</i>	140.5	0.0035
		<i>Pimelodella australis</i>	184.5	0.045
Perciformes	Cichlidae	<i>Australoherus facetus</i>	193.0	0.07 *
Cyprinodontiformes	Anablepidae	<i>Jenynsia multidentata</i>	185.5	0.048
	Poeciliidae	<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	58.0	0.000003
Synbranchiformes		<i>Symbranchus marmoratus</i>	156.5	0.009

-	Urbanización	+
+	Calidad de agua	-
Tipo A	ICA	Tipo B-C
+	Riqueza	-
+	Diversidad de Shannon	-
-	Abundancia/Biomasa (Tamaño)	+
+	Characiformes	-
+	<i>B. iheringii</i>	-
+	<i>A. aff. fasciatus</i>	-
+	<i>H. meridionalis</i>	-
+	<i>C. interruptus</i>	-
+	<i>P. doriae</i>	- *
o	<i>H. malabaricus</i>	o
o	<i>C. rachovii</i>	o
+	Siluriformes	-
+	<i>H. mustelinus</i>	-
+	<i>P. australis</i>	-
o	<i>R. Quelen</i>	o
o	<i>H. commersonii</i>	o
o	<i>Rineloricaria sp.</i>	o
o	<i>O. flexilis</i>	o
o	<i>C. paleatus</i>	o
o	Perciformes	o
+	<i>A. facetus</i>	- *
o	<i>G. meridionalis</i>	o
-	Cyprinodontiformes	+
-	<i>C. decemmaculatus</i>	+
+	<i>J. multidentata</i>	-
+	Synbranchiformes	-
+	<i>S. marmoratus</i>	-

Figura 2.2. Resumen de los resultados obtenidos para los ensambles de peces con relación a la calidad del agua y uso del suelo, + = aumento significativo, - = disminución significativa y o = sin cambios significativos, * diferencias significativas marginales ($0.05 < p > 0.1$). La combinación de símbolos para las especies y ordenes se interpretan de la siguiente manera: o - o = tolerantes, + - - = sensibles o intolerantes y - - + = gran tolerancia (posible centinela).

Discusión

En términos generales se detectaron efectos de la calidad del agua sobre diferentes atributos de los ensambles de peces (ensamble, órdenes y especies). Los sitios con mejor calidad de agua presentaron una mayor riqueza de especies, una mayor diversidad y peces de mayor porte (menor relación abundancia/biomasa). Estos resultados son consistentes con otros estudios tanto en nuestra región (Bistoni et al. 1999, Hued & Bistoni 2005) así como en otras regiones y zonas climáticas (Tramer & Rogers, 1973, Goldstein, 1981, Karr 1981, Angermeier & Karr, 1983, Karr et al 1986, Fausch et al 1990, Villa-Gispert et al. 2002, Park et al. 2006).

El análisis de los ensambles de peces se realizó teniendo en cuenta los grupos de calidad de agua Tipo A y Tipo B-C, los cuales presentan una fuerte diferencia en cuanto al porcentaje de área urbanizada en su cuenca. La definición de los grupos de sitios obtenidos del ICA (Tipo A, B y C) en Tipo A y Tipo B-C, se obtuvo al analizar las características generales de los ensambles de peces (abundancia, biomasa y riqueza). Si bien el ACP muestra claramente 3 grupos de calidad de agua (Tipo A, B y C), los peces respondieron de forma diferencial entre los Tipo A y Tipo B-C (Tipo B + Tipo C). Por lo que en primera instancia podemos decir que los ensambles de peces responden de manera clara a dos grupos de calidad de agua obtenidos con el ICA. A partir de estos resultados se podrían definir grupos de ICA en los que se detectan efectos en los ensambles de peces. El Tipo A aquellos sitios que presenten valores superiores a 90, y el Tipo B-C con valores entre 80 y 90. Por otra parte, el análisis de las abundancias relativas se relacionó de igual manera tanto con los datos obtenidos con el ICA así como con los datos de los parámetros físico-químicos, como era de esperar, ya que existe una relación entre ambas matrices de datos (físico-químicas e ICA, capítulo 1). En dicho análisis también se pudo observar que las especies catalogadas como raras, realmente no aportan más información en dichos análisis.

A nivel de especies, 8 (28.6% del total) fueron las que mostraron ser sensibles (intolerantes) a la calidad de agua, ya que sus abundancias relativas se ven significativamente disminuidas en los sitios de menor calidad de agua. Dichas especies fueron: *Bryconamericus iheringii*, *Astyanax aff. fasciatus*, *Hyphessobrycon meridionales*, *Cheirodon interruptus*, *Heptapterus mustelinus*, *Pimelodella australis*, *Jenynsia multidentata* y *Synbranchus marmoratus* (fig. 2.2). Para tres de estas especies, los resultados encontrados en este trabajo, concuerdan con otros trabajos similares (análisis abundancias relativas) realizados en nuestra región. La especies que ya han

sido catalogadas como intolerantes son *B. iheringii* (Bistoni et al., 1999, Hued & Bistoni, 2005) y *C. interruptus* (Hued & Bistoni, 2005). Por otra parte, *J. multidentata* catalogada en este trabajo como intolerante, ha sido catalogada como tolerante según Bistoni et al. (1999) y Hued & Bistoni (2005). La especie que aparece en la bibliografía, ocupando un mayor espectro de tolerancias es *S. marmoratus*: como intolerante en este trabajo y según Araujo (1998), moderadamente tolerante según Hued & Bistoni (2005) y tolerante según Bozzetti & Schulz (2004) (fig. 2.4). Estas grandes diferencias en cuanto a su sensibilidad pueden estar dadas por problemas en la eficiencia de captura, hemos observado que es una especie de muy difícil captura ya que generalmente se encuentra bajo el fango o entre raíces. Incluso en uno de los trabajos (Araujo, 1998) la colecta de los peces se realizó con redes de diferentes tipos, siendo una forma de colecta poco eficiente para esta especie por el hábitat que ocupa.

Un subconjunto de 9 especies (31.4% del total) no presentaron cambios en sus abundancia relativa entre los sitios de mayor y menor calidad de agua. Dicha falta de asociación entre la abundancia y la calidad del agua enmarca a este subconjunto de especies como especies tolerantes a los cambios en la calidad de agua existentes en la cuenca del Arroyo Colorado (Bistoni et. al. 1999) (fig. 2.2). Las especies que en este trabajo se presentan como tolerantes son: *Hoplias malabaricus*, *Characidium rachovii*, *Ramdhia quelen*, *Hypostomus commersonii*, *Rineloricaria sp.*, *Otocinclus flexilis*, *Corydoras paleatus* y *Gymnogeophagus meridionalis*. Para dos de estas especies los resultados encontrados en este trabajo concuerdan con otros similares (análisis abundancias relativas) realizados en nuestra región. La especies que ya han sido catalogadas como tolerantes son *H. malabaricus* (Bruschi Jr., 1998) y *C. paleatus* (Bruschi Jr., 1998; Hued & Bistoni, 2005). La especie del genero *Rineloricaria* catalogada como tolerante en este trabajo difiere al los resultados encontrados por Hued y Bistoni (2005) para *Rineloricaria catamarcensis*, aunque estas diferencias se pueden deber a que probablemente se trate de dos especies diferentes (Tabla 2.3). Por otra parte dos especies resultaron ser moderadamente tolerantes: *Pseudocorinopoma doriae* y *Australoheros facetus*.

Tabla 2.3. Resumen de la tolerancia de las diferentes especies analizadas en este estudio y la comparación con trabajos previos realizados en nuestra región (Argentina y Brasil). Símbolos: **1** El presente trabajo; **2** Araujo, 1998; **3** Bruschi Jr., 1998; **4** Bistoni et al., 1999; **5** Bozzetti & Schulz, 2004; **6** Hued & Bistoni, 2005. Mod. Tol. = moderadamente tolerantes.

Especies	Tolerancia		
	Intolerante	Mod. Tol.	Tolerante
<i>Bryconamericus iheringii</i>	1, 4, 6		
<i>Astyanax aff. fasciatus</i>	1		
<i>Hyphessobrycon meridionalis</i>	1		
<i>Pseudocorinopoma doriae</i>		1	
<i>Cheirodon interruptus</i>	1, 6		
<i>Hoplias malabaricus</i>			1, 3
<i>Characidium rachovii</i>			1
<i>Heptapterus mustelinus</i>	1		
<i>Pimelodella australis</i>	1		
<i>Rhamdia quelen</i>			1
<i>Hypostomus commersonii</i>			1
<i>Rineloricaria sp</i>	6		1
<i>Otocinclus flexilis</i>			1
<i>Corydoras paleatus</i>			1, 3, 6
<i>Australoherus facetus</i>		1	
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>			1
<i>Crenicichla scotti</i>			
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>			1, 4, 6
<i>Jenynsia multidentata</i>	1		4, 6
<i>Symbranchus marmoratus</i>	1, 2	6	5

De todas las especies analizadas en el presente trabajo, una sola especie se vio favorecida al tener mayores abundancias relativas en los sitios de peor calidad de agua (Tipo B-C). Dicha especie fue *C. decemmaculatus*, esta especie ya ha sido catalogada por Bistoni *et al.* (1999) y Hued & Bistoni (2005) como una especie resistente e indicadora del deterioro de la calidad del agua (fig. 2.3), por lo que puede ser utilizada como una especie centinela del deterioro de calidad de agua. Dicha especie fue la que representó la mayor proporción del total de los individuos capturados (70.3% del total), demostrando la existencia de un elevado deterioro en la cuenca del A° Colorado, sobre todo en aquellos sitios con mayor porcentaje de urbanización. Esta especie presenta ciertas características que favorecen su establecimiento y proliferación como el hecho de ser omnívoras (lo que le brinda un amplio espectro de posibles ítems alimenticios), vivípara (lo que aseguran una elevada viabilidad del desarrollo de los embriones), y en situaciones de bajo oxígeno tienen la capacidad de respirar en la capa superficial de agua, estas características la pueden favorecer ante situaciones de estrés como ser el deterioro de la calidad de agua. Estos peces son de pequeño tamaño (Lst máxima 4 cm) siendo en muchos casos presas fáciles de especies de mayor tamaño, por ejemplo *H.*

malabaricus (Bistoni et al., 1995), *A. facetus* (Yafe et al. 2002), *O. jenynsii* y *H. mustelinus* (observación personal), por lo que la disminución de dichas especies (predadores) también estarían facilitando aumentos poblacionales de *C. decemmaculatus*. La elevada abundancia relativa de esta especie en los sitios de peor calidad de agua provocaría el descenso general observado en el tamaño promedio de los ensambles de peces.

Dos de las especies (*J. multidentata* y *S. marmoratus*) analizadas en este trabajo muestran discordancia con trabajos previos en cuanto a su tolerancia. Esto muestra que se debería tener especial cuidado a la hora de incorporarlas en programas de biomonitoreo. Así mismo, se presenta información nueva sobre la tolerancia de 12 especies que aún no habían sido analizadas en la bibliografía existente.

En el caso de especies con una historia evolutiva común se puede esperar que presenten similitudes tanto en sus características ecológicas como fisiológicas, por lo que podrían presentar respuestas similares a diferentes condiciones ambientales. Los diferentes grupos taxonómicos (por ejemplo órdenes y familias) comparten relaciones de ancestros comunes, pertenecientes a grupos monofiléticos o sea con una historia evolutiva común. Por lo que resulta interesante el análisis de las especies que se encuentran en un mismo orden o familia para determinar si presentan respuestas similares a cambios en la calidad de agua. Por otra parte cuanto mayor es el nivel taxonómico que se aborda (orden o familia) el trabajo de clasificación taxonómica es cada vez menor. Los resultados obtenidos en este trabajo muestran diferentes respuestas de las especies presentes dentro de cada orden, excepto en Synbranchiformes que solo presenta una especie. Dentro de los Characiformes todas las especies que resultaron sensibles a la calidad de agua (71.4% del total de Characiformes) pertenecen a un mismo grupo, la familia Characidae (por lo que se la puede considerar una familia sensible a los cambios en la calidad del agua). Dentro del orden Siluriformes 5 de las 7 especies resultaron ser tolerantes a los cambios en la calidad de agua (71.4% del total) las mismas son pertenecientes a las familias Loricariidae y Callichthyidae (dos familias que se podrían considerar tolerantes a los cambios en la calidad de agua). Cabe resaltar que en términos generales ambos órdenes Characiformes y Siluriformes, al ser analizadas sus abundancias relativas sin discriminar por especies mostraron ser sensibles a la calidad de agua. En el caso de los Siluriformes surge la controversia de que la gran mayoría de las especies son tolerantes, pero el orden es sensible a la calidad del agua, estos resultados se deben al mayor peso en el análisis provocado por una

mayor abundancia relativa de las especies sensibles en los sitios de mejor calidad de agua. Los ordenes Perciformes (Cichlidae) y Cyprinodontiformes se comportaron de manera diferente a los anteriores. Por un lado el orden Perciformes mostró ser tolerante a los cambios de la calidad de agua; mientras el orden Cyprinodontiformes mostró una alta tolerancia viéndose favorecida su abundancia en los sitios de peor calidad de agua siendo la especie de mayor peso *C. decemmaculatus*.

Considerar diferentes niveles de organización desde órdenes, familias y especies en la evaluación de la calidad del agua, presenta ventajas y desventajas. Por un lado, la utilización de grandes grupos taxonómicos tiene la ventaja de que simplifica mucho el trabajo de identificación. Sin embargo, puede presentar resultados erróneos ya que elevadas abundancias de pocas especies sensibles en los sitios de mejor calidad de agua pueden reflejar que el Orden es sensible, cuando la mayor parte de las especies pueden llegar a ser tolerantes, este caso se observa claramente para los Siluriformes. Por otra parte, si bien trabajar a nivel específico aumenta la precisión de los resultados, el conocimiento a este nivel de la ictiofauna en nuestro país es fragmentario y engorroso. En un punto intermedio se encuentra el nivel Familia el cual presenta un taxonomía más precisa, por lo que trabajar con aquellas familias donde todas las especies resultan ser sensibles o tolerantes puede facilitar ampliamente el trabajo y por lo tanto la implementación en programas de biomonitoreo (ejemplos, Characidae, Loricariidae y Callichthyidae).

Como se mencionó anteriormente, una disminución en la calidad del agua provocó una pérdida significativa en la riqueza de especies. En cuanto a la composición de las especies presentes en los sitios con menor riqueza, el análisis de anidamiento detectó que las mismas son un subconjunto de las especies presentes en los sitios con mayor riqueza, por lo que el impacto del deterioro de calidad de agua provoca directamente una pérdida y no una sustitución de especies. Esta pérdida puede estar dada por muerte (de las especies más sensibles) o migración (a sitios con mejor calidad de agua) ya que son los dos procesos principales que gobiernan la composición de especies en un sitio dado (Taylor & Warren Jr., 2001; Fernandez-Juric, 2002). La falta de sustitución de especies indica que no llegan nuevas especies tolerantes desde otros sitios, y que no existe un grupo de especies mejor adaptadas a esas condiciones. Es decir, que en los sitios de buena calidad de agua se encuentra el total de las especies donde unas tendrán una mayor capacidad de resistir los impactos en la calidad de agua (tolerantes) que otras (sensibles o intolerantes). La presencia/ausencia de especies no

presentó diferencias significativas entre los dos grupos de sitios, esto puede estar ocurriendo debido a la existencia de migraciones de las diferentes especies a lo largo de la cuenca, de modo que en el transcurso de un año es factible encontrar un elevado porcentaje del total de las especies incluso en los sitios con baja calidad del agua. Sin embargo las abundancias de especies menos tolerantes en las zonas de mala calidad de agua son muy bajas, echo que se ve reflejado al analizar las abundancias relativas de las diferentes especies (sensibles y tolerantes). Por otra parte, existen especies como *Cnesterodon decemmaculatus* que en los sitios de mejor calidad de agua están presentes con bajas abundancias y cuando ocurre una disminución en la calidad de agua (con pérdida de las especies sensibles) se ven significativamente favorecidas en términos de abundancias. Este proceso puede ocurrir por una disminución en la competencia (Connell, 1961) y/o predación (Paine, 1966) al existir un menor número de especies.

El análisis de la riqueza de especies con relación a los órdenes de la cuenca estudiada, mostró que no existían diferencias significativas en el número de especies entre los órdenes 2 y 3. En cuanto a la composición de especies se observó que las especies presentes en los órdenes que presentaron menor riqueza (orden 2 y 4) son un subconjunto de las especies presentes en los sitios de orden 3. Estos resultados demuestran que no existe una correlación positiva entre el aumento del orden de los sitios y la riqueza o composición de especies. Las relaciones entre cambios de riqueza y composición de especies ha sido bien documentada (Sheldon, 1968; Rahel & Hubert, 1991) y es un concepto ampliamente utilizado. No haber encontrado ese patrón en los sitios estudiados podría estar demostrando que en este caso la contaminación acuática tiene un mayor peso sobre la riqueza y composición que el efecto del orden. Lamentablemente en Uruguay no existen estudios detallados del efecto del orden sobre la riqueza y composición de especies con relación al incremento de los órdenes, por lo que no podemos asegurar lo anteriormente dicho.

Cabe resaltar que las colectas de peces en toda la cuenca del A° Colorado no incrementaron la lista de especies obtenidas en estudios previos en la Cañada del Dragón (Sitios Tipo A) (Teixeira de Mello et. al. 2001, Teixeira de Mello 2002, Teixeira de Mello et. al. 2003). Estos resultados son acordes con los obtenidos en este trabajo donde se detecta una pérdida de especies a causa del deterioro de la calidad del agua. Sin embargo, en la misma Cañada del Dragón (sitio Tipo A), se ha registrado un alto nivel de estrés a nivel molecular en *Astyanax fasciatus*, el cual ha sido vinculado al trafico vehicular y utilización de pesticidas en la zona alta de esta cuenca (Carrasco et

al., 2006). Por lo tanto en sitios de Tipo A de esta cuenca, donde el uso del suelo predominante es la agricultura y donde la riqueza del ensamble es mayor ya se han encontrado alteraciones a niveles moleculares. Estos cambios relacionados con el estrés en las funciones bioquímicas y fisiológicas generalmente terminan provocando efectos de mayor impacto en los niveles de población y comunidad (Adams, 1990).

Por otra parte en sitios Tipo B-C, como ser AC2 (aguas abajo de la ciudad Las Piedras-Progreso) se ha detectado la existencia de hembras de *Cnesterodon decemmaculatus* en proceso de masculinización, lo que sugiere la influencia de contaminantes provenientes de la ciudad que actuarían como disruptores endocrinos (Teixeira de Mello *et al.*, 2005). Dicho efecto también ha provocado, en este sitio en particular y en el correr de un año, caídas significativas en el tamaño poblacional de dicha especie (Vidal *et al.*, 2006). Por lo mencionado anteriormente trabajos previos en la cuenca del arroyo Colorado han demostrado como el uso del suelo ha afectado en mayor (urbano-industrial) o menor (agrícola) medida la salud del ecosistema.

Conclusiones y Perspectivas

Sobre la matriz de uso de suelo agrícola presente en la cuenca del Arroyo Colorado la presencia de parches urbanos sin saneamiento provoca un deterioro en la calidad del agua (se apoya H1.1), y dicho deterioro de la calidad de agua se incrementa con el aumento de dichas áreas urbanas (se apoya H1.2).

El deterioro de la calidad de agua provocado por la presencia de parches urbanos sin saneamiento en la cuenca del Arroyo Colorado provoca sobre los ensambles de peces, una pérdida de especies (se apoya H2.1), una disminución en el índice de Shannon (se apoya H2.2), una disminución en la relación riqueza/abundancia (se apoya H2.3). Dichos cambios se vieron reflejados en respuestas diferenciales de las abundancias relativas a diferentes niveles taxonómicos (ordenes, familias y especies) (se apoya H2.4) a su vez el tamaño general de los peces se vio disminuido en los sitios con peor calidad del agua (se apoya H2.5) (Fig. 2.5). En términos generales la especie que presentó una mayor abundancia relativa en los sitios de peor calidad de agua, la que incluso se vio favorecida, fue *Cnesterodon decemmaculatus* especie de pequeño tamaño, vivípara y omnívora provocando que el ensamble de peces en los sitios de peor calidad de agua esten dominados por peces omnívoros (se apoya H2.6).

Diferentes usos del suelo provocan una degradación diferencial de los sitios ya que operan diferentes estresantes físicos y químicos simultáneamente, lo que se ve reflejado en diferentes niveles de calidad de agua. Dichas diferencias se traducen en secuencias de cambios bióticos a medida que aumenta el estrés ambiental (Davies & Jackson, 2006). Siguiendo este razonamiento y teniendo en cuenta los resultados obtenidos en este trabajo, en cuanto a los cambios de diferentes atributos de los ensambles de peces provocados por diferentes “tipos” de calidad de agua, los mismos pueden ser tenidos en cuenta para estudios de biomonitoreo en nuestro país. Dichos monitoreos pueden ser utilizados como una importante herramienta para diagnosticar la integridad biótica de los recursos acuáticos y evaluar la eficiencia de las medidas de mitigación aplicadas, las que pueden proveer rápidamente y a un bajo costo una visión exploratoria de la calidad ambiental de los cursos de agua (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; Karr, 1991).

Bibliografía

Achkar, M; Domínguez, RA; & Pesce, F. 2004a. *Diagnóstico socioambiental participativo en Uruguay*. Programa: Uruguay Sustentable. REDES. Uruguay. 157 pp.

Achkar, M; Cayssials, R; Domínguez, A; & Pesce, F. 2004b. *Hacia un Uruguay sustentable: gestión integrada de cuencas hidrográficas*. Programa: Uruguay Sustentable. REDES. Uruguay. 64 pp.

Adams, SM. 1990. Status and use of biological indicators for evaluating the effects of stress on fish. *Proceedings of the American Fisheries Symposium*, **8**: 1-8.

Alcaraz, C; Vila-Gispert, A; & García-Berthou, E. 2005. Profiling invasive fish species: the importance of phylogeny and human use. *Diversity and Distributions*, **11**: 289–298.

Allan, JD. 1995. *Stream Ecology*. Chapman and Hall, New York.

Angermeier, PL & Karr, JR. 1983. Fish communities along environmental gradient in a system of tropical stream. *Environmental Biology of Fishes*, **9**: 117-135.

APHA- American Public Health Association. 1998. Inorganic nonmetallic constituents en: Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington, DC. 20thed., 4-123 _4-125.

Arnold, CL & Gibbons, CJ. 1996. Impervious surface coverage: the emergence of a key environmental indicator. *American Planners Association Journal*, **62**: 243–258.

Arocena, R & Pintos W. 1988. *Antecedentes para un estudio limnológico del arroyo Carrasco*. Universidad de la República. Facultad de Humanidades y Ciencias. 32pp.

Arocena, R; Pintos, W; Chalar, G & de León, R. 1989. Variaciones físicas y químicas del arroyo Toledo-Carrasco, en verano. *Revista de la Asociación de Ciencias Naturales del Litoral*, **20**(1/2): 15-23.

Arocena, R. 1996. La comunidad bentónica como indicadora de zonas de degradación y recuperación en el arroyo Toledo (Uruguay). *Revista de Biología Tropical*, **44**(2): 659-671.

Azpelicueta, M.M. & Braga, L. 1991. Los Curimatidos en Argentina. PROFADU (CONICET), La Plata, 40(1): 1-47.

Atmar, W & Patterson, BD. 1995. The nestedness temperature calculator: a visual basic program, including 294 presence-absence matrices. AICS Res., Inc., University Park, New Mexico, and The Field Mus., Chicago. <http://aics-research.com/nestedness/tempcalc.html>.

Bascompte, J; Jordano, P; Melián, CJ & Olesen JM. 2003. The nested assembly of plant–animal mutualistic networks. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **100**(16): 9383–9387.

Bistoni, MA; Haro, JG & Gutiérrez, M. 1995. Feeding of *Hoplias malabaricus* in the wetlands of Dulce River (Córdoba, Argentina). *Hydrobiologia*, **316**: 103-107.

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

- Bonnet, E. & Van de Peer, Y. 2002. Zt: a software tool for simple and partial Mantel tests, Department of Plant Systems Biology, Flanders Interuniversity Institute for Biotechnology (VIB), Ghent University, KL Ledeganckstraat 35 B-9000 Ghent, Belgium.
- Bonferroni, C.E. 1935. Il calcolo delle assicurazioni su gruppi di teste. pp. 13-60 Studi in Onore del Professore Salvatore Ortu Carboni., Rome.
- Bordalo, AA; Nilsumranchit, W; & Chalermwat, K. 2001. Water quality and uses of the Bangpakong River (Eastern Thailand). *Water Research*, **35**: 3635–3642.
- Bozzetti, M & Schulz, UH. 2004. An index of biotic integrity based on fish assemblages for subtropical streams in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 529: 133–144.
- Braga, L. 1994. *Fauna de agua dulce de la República Argentina. Los Characidae de Argentina de las subfamilias Cynopotaminae y Acestorhynchinae*. Museo de la Plata. Volumen 40: 6.
- Brown, RM; McClelland, NI; Deininger, RA & Tozer, RG. 1970. A water quality index: Do we dare?. *Water Sewage Works*, **117**: 339–343.
- Carpenter, SR; Caraco, NF; Correll, DL; Howarth, RW; Sharpley, AN & Smith VH. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, **8**(3): 559–68.
- Carrasco, L; Eguren, G; Teixeira de Mello, F & Groves P. 2006. Hepatic porphyrins as a indicator of different levels of environmental pollution in *Astyanax fasciatus* (Teleostei, Characiformes). *Chemosphere*, **62**: 1245-1256.
- Chapman, D. 1992. *Water Quality Assessment*. En: Chapman D on behalf of UNESCO, WHO and UNEP, London: Chapman & Hall. 585p.
- Clarke, KR. 1990. Comparisons of dominance curves. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **138**: 143-157.
- Clarke, K.R. & R.M. Warwick. 1994. *Changes in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation*, 2nd ed. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth. 144 pp.
- Cook, RR; Angermeier, PL; Finn, DS; Poff, NL & Krueger, KL. 2004. Geographic variation in patterns of nestedness among local stream fish assemblages in Virginia. *Oecologia*, **140**: 639–649
- Connell, JH. 1961. The influence of interspecific competition and other factors on the distribution of the barnacle *Chthamalus stellatus*. *Ecology*, **42**: 710-723.
- Conesa Fdez-Vitora, V. 1995. *Methodological Guide for Environmental Impact Evaluation*, 2nd ed., p. 390. Mundi-Prensa, Madrid.
- Cude, C. 2001. Oregon water quality index: A tool for evaluating water quality management effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association*, **37**(1): 125–137.
- Daniels, WM; House, WA; Rae, JE & Parker, A. 2000. The distribution of micro-organic contaminants in river bed-sediment cores. *Science of the Total Environment*, **253**: 81–92.

- Davies, SP & Jackson, SK. 2006. The biological condition gradient: a descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications*, **16**: 1251–1266.
- Di Guardo, A; Calamari, D; Zanin, G; Consalter, A & Mackay, D. 1994. A fugacity model of pesticide runoff to surface water: development and validation. *Chemosphere*, **28**: 511–531.
- DINAMA, 1993. *Plan de acción para descontaminación del arroyo Carrasco*. Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Dirección de Comunicaciones, 15-16.
- Debels, P; Figueroa, R; Urrutia, R; Barra, R; & Niell X. 2005. Evaluation of water quality in the Chillán River (Central Chile) using physicochemical parameters and modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, **110**: 301–322
- deBruyn, AMH; Marcogliese, DJ & Rasmussen, JB. Altered body size distributions in a large river fish community enriched by sewage. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Science*, **59**: 819–828.
- DNH, División Recursos Hídricos, 1999. *Aprovechamiento de los recursos hídricos superficiales inventario nacional 1997-1998*. Informe técnico, 96 pp.
- Dunne, T & Leopold, LB. 1978. *Water in Environmental Planning*. New York: Freeman. 818pp.
- Eguren, G. 1997. *Evaluación del efecto derivado de la descarga de compuestos organoclorados al río Biobío usando biomarcadores en peces*. Tesis doctoral. Universidad de Concepción (Chile). EULA-Chile. 84pp.
- Eguren, G & Gómez, M. 2002. *Aplicación de una nueva metodología para el diagnóstico de morbilidad asociado a estilo y calidad de vida de la Cuenca del Arroyo Pantanoso*. Informe Final Proyecto FCE N° 5016. 31 págs.
- Eguren, G; Teixeira de Mello, F; Charbonier, E & Boccardi, L. 2002. *Diagnóstico ambiental de la cuenca del Arroyo Malvín – Montevideo*. En: Perfil Ambiental del Uruguay / 2002. Editorial Nordan-Comunidad. 119-128.
- EPA. 1987. *Surface water monitoring: a framework for change*. Office of Water, Office of Policy Planning and Evaluation, United States Environmental Protection Agency, Washington, D. C., USA.
- EPA.1988a. *WQS draft framework for the water quality standards program*. Office of Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, D. C., USA. Draft **11-8-88**.
- EPA.1988b. *Future Risk: research strategies for the 1990*. Science Advisory Board, United States Environmental Protection Agency, Washington, D. C., USA. **SAP-EC-88-040**.
- EPA.1989. *Water quality standards for the 21 st century*. Office of Water, United States Environmental Protection Agency, Washington, D. C., USA.
- Esteban-Bolea, MT. 1989. *Environmental Impact Evaluation*. 2nd ed., p. 608. Fundación MAPFRE, Madrid.
- Fausch, K; Lyons, J; Karr, J & Angermeier, P. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American fisheries society symposium*, **8**: 123-144.

Feota, G; Brena, B & Arriola, M. 2005. *Programa de monitoreo de cuerpos de agua. Intendencia Municipal de Montevideo*. Departamento de desarrollo ambiental. Servicio laboratorio de calidad ambiental. Informe Técnico.

Fernández-Juricic, E. 2002. Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia*, 131: 269–278. ~~COMMUNITY ECOLOGY~~

Garner, P. 1996. Microhabitat use and diet of 0 cyprinid fishes in a lentic, regulated reach of the River Great Ouse, England. *Journal of Fish Biology*, 48: 367-382.

Géry, J. 1977. *Characoids of the world*. T.F.H. Publications, Neptune City, New Jersey. 672 pp.

Goldstein, RM. 1981. Longitudinal succession in impact assessment of river system fish communities. *Water Resources Bulletin*, 17: 75-81.

Granado, C. 1996. *Ecología de Peces*. Ed. Secretariado de Pub. De la Universidad de Sevilla, Nº 45. 353 p.

Hallock, D. 2002. *A Water Quality Index for Ecology's Stream Monitoring Program*. Technical Report, P No. 02-03-52, Washington Department of Ecology, Environmental Assessment Program, Olympia, WA.

Hammer, O; Harper, DAT & Ryan PD. 2001. PAST: Palaeontological Statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 9 pp.

Hoare, RA. 1984. Nitrogen and phosphorus in Rotorua urban streams. *New Zealand Journal of Marine & Freshwater Research*, 18: 451–54

Hoffman, RS; Capel, PD & Larson, SJ. 2000. Comparison of pesticides in eight U.S. urban streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19: 2249–2258

Hued, AC & Bistoni, MA. 2005. Development and validation of a Biotic Index for evaluation of environmental quality in the central region of Argentina. *Hydrobiologia*, 543: 279-298.

IMM, 1997. *Estado de la situación ambiental de la cuenca del arroyo Pantanoso*. Unidad de Efluentes Industriales. División Saneamiento.

IMM, 1998a. *Resumen del grado de cumplimiento de la 1ª etapa del plan de reducción de contaminación industrial*. Departamento de Desarrollo Ambiental. División Saneamiento.

IMM, 1998b. *Resumen del grado de cumplimiento de la 2ª etapa del plan de reducción de contaminación industrial*. Departamento de Desarrollo Ambiental. División Saneamiento.

IMM, 1998c. *Plan de Ordenamiento Territorial de Montevideo*. 220 pp. <http://www.montevideo.gub.uy/pot>

IMM, 2000. *Sistema de información geográfica*. <http://www.montevideo.gub.uy>

INE, 2004. Censo Fase I. www.ine.gub.uy/fase1new/canelones/canelones_pres.pdf

James, FC & Charles E. McCulloch, 1990. Multivariate Analysis in Ecology and Systematics: Panacea or Pandora's Box?. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 21: 129-166.

- Jarvie, HP; Whitton, BA; Neal, C. 1998. Nitrogen and phosphorus in east-coast British rivers: speciation, sources and biological significance. *Science of the Total Environment*, **210–211**: 79–109.
- Johnson, LB; Richards, C; Host, GE & Arthur JW. 1997. Landscape influences on water chemistry in Midwestern stream ecosystems. *Freshwater Biology*, **37**: 193–208.
- Karr, JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6**: 21-27.
- Karr, JR. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, **1**: 66-84.
- Karr, JR; Toth, LA & Dudley, DR 1985. Fish communities of Midwestern rivers: a history of degradation. *BioScience*, **35**: 90-95.
- Karr, JR; Fausch, KD; Angermeier, PL; Yant, PR & Schlosser, IJ. 1986. Assessing biological integrity in running waters a method and its rationale. *Illions Natural History Survey Special Publication*, **5**:1-28.
- Karr, JR & Chu, EW. 2000. Sustaining living rivers. *Hydrobiologia*, **422-423**:1-14.
- Karr, JR & Rossano EM. 2001. Applying public health lessons to protect river health. *Ecology and Civil Engineering*, **4** (1): 3-18.
- Klein, RD. 1979. Urbanization and stream quality impairment. *Water Resources Bulletin*, **15**: 948-963.
- Lenat, DR. 1984. Agriculture and stream waterquality a biological evaluation of erosion control practices. *Journal of Environmental Management*, **8**: 333–43.
- López, HL & Miquelearena, AM. 1991. *Fauna de agua dulce de la República Argentina. Los Hyostominae (Pisces: Loricariidae) de Argentina*. Museo de la Plata. Vol. 40: 2.
- Lopez, HL; Morgan, CC & Montenegro, MJ. 2002. *Ichthyological ecoregions of Argentina*. PROBIOTA. Serie Documentos N°1. 68 pp.
- Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. *Cancer Research*, **27**: 209-220.
- Martínez de Bascarán, G. 1979. Establishment of a methodology for the determination of water quality. *Boletín Informativo Medio Ambiente*, **9**: 30–51, CIMA, MOPU, Madrid.
- Marsh-Matthews, E & Matthews WJ. 2000. Geographic, terrestrial and aquatic factors: which most influence the structure of stream fish assemblages in the midwestern United States? *Ecology of Freshwater Fish*, **9**: 9–21.
- Miller, WW; Joung, HM; Mahannah, CN & Garrett, JR. 1986. Identification of water quality differences in Nevada through index application. *Journal of Environmental Quality*, **15**: 265–272.
- Meerhoff, M; Iglesias, C; Teixeira de Mello, F; Clemente, JM; Jensen, E & Jeppesen, E. 2007. Effects of habitat complexity on community structure and predator avoidance behaviour of littoral zooplankton in temperate versus subtropical shallow lakes. *Freshwater Biology*, **52**: 1009-1021.

- Meybeck, M. 1998. Man and river interface: multiple impacts on water and particulates chemistry illustrated in the Seine River Basin. *Hydrobiologia*, **373-374**: 1–20.
- MGAP, 1976. *Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay*, 1:1.000.000.
- Müller, R & Wiedemann, O. 1955. *Die bestimmung des nitrat-ions in Wasser*. Von Wasser 22, 247pp.
- Neal, C & Robson, AJ. 2000. A summary of river water quality data collected within the Land-Ocean Interaction Study: core data for eastern UK rivers draining to the North Sea. *Science of the Total Environment*, **251-252**: 585–665
- National Research Council (NCR). 1987. National Academy Press, Washington, D.C., USA.
- Norris, RH & Thoms, MC. 1999. River health. *Freshwater Biology*, **41**:197-479.
- Organización Mundial de la Salud, 1993. *Guidelines for Drinking Water Quality*. Vol.I. Recommendations. Second Edition. World Health Organization Geneva, 198 pp.
- Osborne, LL & Wiley, MJ. 1988. Empirical relationships between land use/cover and stream water quality in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Management*, **26**: 9–27.
- Ott, WR. 1978. *Environmental Indices: Theory and Practice*, Ann Arbor Science Publishers Inc., Ann Arbor, Michigan.
- Paine, RT. 1966. Food web complexity and species diversity. *American Naturalist*, **100**: 65-75.
- Park, YS; Grenouillet, G; Esperance, B & Lek, S. 2006. Stream fish assemblages and basin land cover in a river network. *Science of the Total Environment*, **365**: 140-153.
- Parra, O. 1996. *El río Biobío, el recurso natural base del desarrollo de la región*. Cuadernos del Biobío N°5, Municipalidad de Concepción, 83pp.
- Patterson, BD & Atmar, W. 1986. *Nested subsets and the structure of mammalian faunas and archipelagos*. En: Island biogeography of mammals. (eds. Heaney, L.R. & B.D. Patterson). Biol. J. Linn. Soc. 28 (1&2) and Academic Press, London.
- Penczak, T & Kruk, A. 1999. Applicability of the abundance/biomass comparison method for detecting human impacts on fish populations in the Pilica River, Poland. *Fisheries Research*, **39**: 229-240.
- Pesce, SF & Wunderlin, DA. 2000. Use of water quality indices to verify the impact of Córdoba city (Argentina) on Suquía River. *Water Research*, **34**(11): 2915–2926.
- Raffaele, A; Preve, M; Méndez, H; Nogueira, D & Pissani, B. 1997. Cursos de agua de Montevideo. Ingeniería Química 3^{ra}. Epoca, N° 13:40-48.
- Rahel, FJ & Hubert, WA. 1991. Fish assemblages and habitat gradients in a Rocky Mountain–Great Plains stream: biotic zonation and additive patterns of community change. *Transactions of the American Fisheries Society*, **120**: 319–332.
- Ren, W; Zhong, Y; Meligrana, J; Anderson, B; Wattc, E; Chena, J & Leungb, H. 2003. Urbanization, land use, and water quality in Shanghai 1947–1996. *Environment Internacional*, **29**: 649– 659.

- Ringuelet, RA; Arámburu, RH & Arámburu, AA. 1967. *Los peces argentinos de agua dulce*. Comisión de investigación científica. Provincia de Buenos Aires. La Plata, 600 pp.
- Saunders, DL; Meeuwig, JJ & Vicent, CJ. 2002. Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology*, **16**(1): 30-41.
- Schulz, UH & Martins-Junior H. 2001. *Astyanax fasciatus* as bioindicator of water pollution of rio Dos Sinos, RS, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, **61**(4): 615-622.
- Scott, JB; Steward CR & Stober, QJ. 1986. Effects of urban development on fish population dynamics in Kelsey Creek, Whashington. *Transactions of the American Fisheries Society*, **115**: 555-567.
- Shannon, CE & Wiener, W. 1963. *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press., Urbana.
- Sheldon, AL. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology*, **49**: 193-198.
- Sokal, R & Rohlf, J. 1981. *Biometry*. Second Edition. W. H. Freeman and Company, New York, New York. 859 pp.
- Taylor, CM. & Warren, ML Jr. 2001. Dynamics in species composition of stream fish assemblages: environmental variability and nested subsets. *Ecology*, **82**(8): 2320-2330.
- Teixeira de Mello, F. 2002. *Distribución espacial de la comunidad de peces en la Cañada del Dragón (Montevideo, Uruguay) y su relación con los factores ambientales*. Informe de pasantía. Universidad de la República. Facultad de Ciencias. 37 pp.
- Teixeira de Mello, F; Charbonier, E & Loureiro, M. 2001. La comunidad íctica de la Cañada del Dragón. *Publicación especial de la Sociedad Zoológica del Uruguay. Actas de las VI jornadas de zoología del Uruguay*, pag. 65.
- Teixeira de Mello, F; Loureiro, M & Eguren, G. 2003. Ensamble de peces de de una cañada de la cuenca baja del Río Santa Lucía (Uruguay). *Publicación especial de la Sociedad Zoológica del Uruguay. Actas de las VII jornadas de zoología del Uruguay*, pag.133.
- Teixeira de Mello, F; Vidal, N; Eguren, G & Loureiro M. 2005. Masculinización de hembras de *Cnesterodon decemmaculatus* (Jenyns) en el arroyo Colorado (Canelones, Uruguay). *II Encuentro de Ecología del Uruguay*.
- Tramer, EJ & Rogers PM. 1973. Diversity and longitudinal zonation in fish populations of two streams entering a metropolitan area. *The American Midland Naturalist*, **90**(2):366-374.
- Valderrama, JC. 1981. The simultaneous analysis of total N and total P in natural waters. *Marine Chemistry*, **10**: 109-122.
- Vari, RP & Malabarba LR. 1998. *Neotropical ichthyology: an overview*. En Malabarba, LR; Reis, RE; Vari, RP; Lucena, ZMS & Lucena, CAS Eds.1998. Phylogeny and classification of neotropical fishes. EDIPURS. Brasil, Porto Alegre. 601 pp.
- Vega, M; Pardo, R; Barrado, E & Deban, L. 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Research*: **32**, 3581-3592.

- Vidal, N; Teixeira de Mello, F; Eguren, G & Loureiro, M. 2006. Temporal and spatial variation of the masculinization process in *Cnesterodon decemmaculatus* (JENYNS) females from Colorado stream (Canelones-Uruguay). *I Jornadas de Ecotoxicología, Centro de Investigaciones Ecológicas Guayacán (CIEG) Universidad de Oriente, Venezuela*.
- Villa-Gispert, A; Garcia-Berthou, E & Moreno-Amich, R. 2002. Fish zonation in a Mediterranean stream: effects of human disturbances. *Aquatic Sciences*, **64**: 163-170.
- Yafe, A; Loureiro, M; Scasso, F & Quintans, F. 2002. Feeding of two cichlid species in an hypertrophic urban lake. *Iheringia, Série Zoológica*, **92**(4): 73-79.
- Wang, X. 2001. Integrating water-quality management and land-use planning in a watershed context. *Journal of Environmental Management*, **61**:25–36.
- Wernick, BG; Cook, KE & Schreier, H. 1998. Land use and streamwater nitrate-N dynamics in an urban-rural fringe watershed. *Journal of the American Water Resources Association*, **34**: 639–50.
- Winger, JG & Duthie, HC. 2000. Export coefficient modeling to assess phosphorus loading in an urban watershed. *Journal of the American Water Resources Association*, **36**:1053–1061.
- Wright, DH; Patterson, BD; Mikkelson, GM; Cutler, A & Atmar, W. 1998. A comparative analysis of nested subset patterns of species composition. *Oecologia*, **113**:1-20.
- Zagatto, PA; Lorenzetti, ML; Pérez, LSN; Menegon, N Jr & Buratini, SV. 1998. Proposal for a new water quality index. *Verhandlungen International Vereinigung für Theoretische Angewandte Limnologie*, **26**: 2449-2451.
- Zampella, RA. 1994. Characterization of surface water quality along a watershed disturbance gradient. *Water Resources Bulletin*, **30**: 605–611.
- Zunino, C & Valdez, E. 1986. Junta Departamental de Canelones. Informe de la sub-comisión, tema: erosión. *1er Congreso de la Cuenca del Río Santa Lucía*, 14-18.