



T  
504.45  
MAR

# TESIS

Presentada por

**Nicolás MARCHAND ABAL**

PARA OBTENER EL GRADO DE

**MAGISTER EN CIENCIAS AMBIENTALES**

UNIVERSIDAD DE LA REPUBLICA  
FACULTAD DE CIENCIAS  
MAESTRIA EN CIENCIAS AMBIENTALES  
MONTEVIDEO, URUGUAY

## **FACTORES CONDICIONANTES DE LA ESTRUCTURA DE COMUNIDADES DE PECES EN SISTEMAS DE AGUAS CORRIENTES DEL SURESTE DEL URUGUAY**

Tesis sostenida el 30 de enero del ;

**Tribunal:**

**Dr. Omar DEFEO  
Dr. Walter NORBIS  
M.Sc. Marcelo CROSA**

**Orientadores:**

**Dr. Néstor MAZZEO  
Dr. Flavio SCASSO  
M.Sc. Marcelo LOUREIRO**

I  
504.45 MAR  
Factores condicionantes d...  
Marchand Abal, Nicolás



FC/09923

099 23

MAR

Edición autor

24 ABR. 2002

## AGRADECIMIENTOS

A mis orientadores: Néstor Mazzeo, Flavio Scasso y Marcelo Loureiro, por sus respectivos y valiosos aportes.

Néstor, con su constante apoyo y dedicación en todas las etapas de este trabajo.

Flavio, en la coordinación de los muestreos, trabajo de campo y posteriores actividades realizadas en Rocha.

Marcelo, en la compleja tarea de identificación de los taxa de peces.

A Probides en general y en particular:

A Mercedes Casciani, por su colaboración con el SIG.

A Francisco Rilla, por sus sugerencias.

A Florencia Forni, por su colaboración en la delimitación de las cuencas estudiadas.

A los integrantes de la sección Limnología de la Facultad de Ciencias que participaron de todo este proceso.

Al departamento de Geografía de la Facultad de Ciencias, por el suministro de cartas faltantes en la zona de estudio.

A los miembros del tribunal, por sus correcciones y sugerencias.

A los compañeros de la Maestría en Ciencias Ambientales, familiares y amigos que de alguna forma contribuyeron con mi trabajo.

A mi esposa, Ana, por su invaluable apoyo y su colaboración en el diseño y compaginación del documento.

## RESUMEN

La comunidad de peces en los sistemas de aguas corrientes (lóticos) está condicionada por factores ambientales que operan en diferentes escalas espaciales. El área de la cuenca de drenaje y sus características geomorfológicas, edafológicas, vegetacionales y las actividades humanas que en ellas se realizan, determinan la composición y abundancia de la comunidad íctica. A nivel local, las características del sustrato, la morfología del curso de agua, la vegetación y la calidad de agua son elementos claves en el ensamble de las poblaciones.

El presente trabajo analiza los principales factores condicionantes de la comunidad íctica en cinco cuencas hidrográficas del sureste del Uruguay, incluidas en la propuesta de Reserva Bañados del Este. Para alcanzar este objetivo se seleccionaron más de 30 estaciones de muestreo distribuidas en sectores altos, medios y bajos de las cuencas, donde se analizó cualitativa y cuantitativamente la comunidad de peces (mediante pesca eléctrica) asociada a los ambientes litorales y someros de los principales ríos y arroyos. En cada sitio de muestreo fueron registradas una serie de características a efectos de evaluar la estructura del hábitat y la calidad de agua. Adicionalmente, se relevó los principales atributos geomorfológicos, edafológicos, vegetacionales y del uso del suelo de las subcuencas de cada sitio de muestreo, por intermedio de sistemas de información geográfica. Las relaciones entre la heterogeneidad espacial de la composición y abundancia de la comunidad de peces con los atributos del ambiente fueron analizadas por métodos univariados y multivariados directos e indirectos.

Los resultados encontrados indican que las comunidades de peces se encuentran relacionadas con atributos de las cuencas, particularmente con la geomorfología; así como también con atributos locales como la morfología del cauce, la vegetación acuática y litoral asociada, y la calidad de agua. Las comunidades de peces responden a diferentes atributos del ambiente, por lo tanto alteraciones de dichas características podrían ser evaluadas a través del monitoreo de dicha comunidad. En la presente tesis se aporta información de base, se analiza el potencial y las limitaciones del estudio de estas comunidades en programas de monitoreo y gestión.

## INDICE

1. INTRODUCCION.....	1
1.1 Comunidades y funcionamiento de sistemas lóticos	2
1.2 Relevancia de los bioindicadores en el monitoreo y gestión de recursos hídricos	6
1.3 Justificación	7
1.4 Objetivo general	8
1.5 Objetivos específicos	8
1.6 Hipótesis	9
2. MATERIALES Y METODOS.....	9
2.1 Área de estudio	9
2.1.1 Aspectos ambientales del área de estudio	10
2.2 Metodología	13
2.2.1 Diseño de muestreo	13
2.2.2 Período de muestreo	13
2.2.3 Colecta de peces y procesamiento de las muestras	14
2.2.4 Calidad de agua	14
2.2.5 Estructura del hábitat	15
2.2.6 Caracterización de las cuencas	15
2.3 Análisis de datos	16
2.3.1 Métodos univariados	16
2.3.2 Técnicas distribucionales	21
2.3.3 Métodos multivariados	21
3. RESULTADOS.....	24
3.1 Descripción y análisis espacial de las principales características de las cuencas de drenaje	24
3.2 Principales características locales de los puntos de muestreo seleccionados	31
3.3 Comunidades de peces	41
3.4 Relaciones entre la comunidad de peces y las variables ambientales	57
4. DISCUSION.....	72
4.1 Relación de los resultados hallados con el marco teórico existente	72
4.2 Relevancia de los resultados hallados en el contexto del área de estudio	76
4.3 La importancia de la comunidad de peces en programas de monitoreo ambiental	79
4.4 Posibles estrategias para el mejoramiento del monitoreo de la comunidad de peces	81
5. BIBILOGRAFIA.....	84

---

## 1. INTRODUCCION

Las aguas corrientes de ríos y arroyos están íntimamente ligadas a sus cuencas de drenaje, recibiendo de éstas materiales disueltos y partículas de suelo. La calidad y cantidad de agua de un sistema acuático reflejará las características de su superficie de drenaje, tales como la topografía, los suelos, la cobertura vegetal, las fuentes de agua, las actividades humanas y las transformaciones introducidas por estas. Desde la perspectiva del río, los sectores litorales modifican el microclima (luz, temperatura, humedad), alteran el flujo de nutrientes desde las áreas adyacentes, aportan materia orgánica (desde hojarasca hasta materia particulada fina) y condicionan la capacidad del río de contener su caudal (Gregory *et al.* 1991). Dentro del río, la magnitud y la variabilidad de flujo interactuando con la superficie circundante, determinan las características del hábitat de cada segmento. Estas características cambian longitudinalmente a lo largo del río, de forma relativamente predecible.

A nivel mundial se han hecho considerables esfuerzos por controlar la contaminación puntual (por ej. vertido directo de saneamiento) de los cursos del agua, pero los problemas subsisten principalmente por la persistencia de la contaminación difusa (aquella que entra al sistema en varios puntos de forma simultánea) (Watzin & McIntosh 1999). En la mayoría de las cuencas la contaminación difusa supera ampliamente a la puntual. Las principales fuentes difusas se dan por el escurrimiento agrícola que arrastra desechos orgánicos provenientes de la cría de animales, fertilizantes y agrotóxicos utilizados en los cultivos, y el escurrimiento urbano y suburbano. El sedimento es el producto final de la erosión del suelo y es en volumen, el contaminante singular más importante de las aguas superficiales, además de ser el agente transportador de la mayoría de los contaminantes detectados en el agua (Barra *et al.* 1995). Dependiendo de la naturaleza de la fuente de contaminación difusa, eventos generados en lugares distantes de un cuerpo de agua receptor, pueden afectarlo negativamente.

En regiones con cobertura vegetal permanente, los suelos y la vegetación funcionan como un filtro natural, reteniendo contaminantes y evitando la erosión, lo que a su vez contribuye a la conservación del recurso agua. Adicionalmente, amortiguan los efectos de las crecidas y las sequías. Los suelos desprovistos de vegetación sufren procesos de erosión, fundamentalmente en los sectores altos de las cuencas con pendiente pronunciada. Esto genera un aumento de los aportes de materiales del suelo y



contaminantes que son arrastrados por las lluvias hacia los ambientes acuáticos, determinando una pérdida de calidad de estos recursos.

Estos antecedentes sugieren que el mejoramiento de la calidad del agua requiere un abordaje desde una perspectiva holística, como es la de la cuenca hidrográfica, para analizar en conjunto la generación de contaminantes de distintas actividades (Jordan *et al.* 1997), los impactos específicos de éstos en la calidad de agua (Mc Cahon *et al.* 1991) y la aplicación de prácticas de manejo para reducir los impactos de las actividades que se desarrollan en las cuencas sobre las aguas superficiales (Watson *et al.* 1994).

### 1.1. COMUNIDADES Y FUNCIONAMIENTO DE SISTEMAS LOTICOS

El estudio de la estructura de una comunidad involucra una síntesis de todos los factores ambientales y las interacciones ecológicas que determinan el ensamble de las especies en un sitio y tiempo determinado. La idea de que las comunidades exhiben una estructura condicionada por los factores ambientales, sugiere que los ensambles son algo más que colecciones accidentales de especies, e induce a esperar encontrar comunidades similares bajo condiciones ambientales similares. Una visión alternativa sostiene que los ensambles locales simplemente contienen un subconjunto de especies que es favorecido por las condiciones ambientales del momento, las cuales cambian continuamente y de forma impredecible (Allan 1995).

Entre estos dos extremos y de acuerdo a como interaccionan las fuerzas abióticas y bióticas sobre las comunidades se han formulado diversos marcos conceptuales, que aunque relativamente similares presentan diferencias sutiles. Un punto de vista sostiene que la variación ambiental constituye un continuo desde un extremo hostil hasta uno benigno (Peckarsky *et al.* 1983), intercalándose la importancia relativa de fuerzas bióticas y abióticas. Las fuerzas abióticas son consideradas preponderantes en condiciones hostiles, las cuales puede ser el común denominador en las aguas corrientes. Una segunda perspectiva enfatiza la importancia de las interacciones bióticas, en especial la competencia, en la estructuración de las comunidades. Se basa en el supuesto que en ambientes muy constantes, las fuerzas bióticas permiten que sólo unas pocas especies mantengan sus poblaciones. Un moderado nivel de disturbio físico, evitaría la predominancia de los competidores más efectivos (Connell 1978, Yodzis 1986). Por último, una tercera aproximación, denominada "dinámica de parches", comparte algunos



aspectos de los modelos previos, pero enfatiza en la habilidad de dispersión y rápida colonización de los organismos de sistemas lóticos frente a circunstancias ambientales muy cambiantes (Patrick 1975, Townsend 1989). En este contexto, la comunidad local es fuertemente afectada por el intercambio con comunidades circundantes que conforman el pool de especies de una región mayor, reconociendo así distintos niveles de diversidad local y regional. El número de especies observado en un sitio aumenta con el conjunto de especies de la región, el tamaño y heterogeneidad de la unidad ambiental estudiada y el esfuerzo de muestreo.

En ecología, una gran variedad de comunidades han sido analizadas como un continuo de poblaciones agregadas que se alternan en distintas secciones de gradientes ambientales. Esta conceptualización es particularmente apropiada para el estudio de los ríos y arroyos (sistemas lóticos), los cuales cuentan con un conjunto de poblaciones que responden, mediante su ocurrencia o variaciones en la abundancia relativa, a los gradientes físicos. El desarrollo de esta idea ha dado lugar a un interesante marco de trabajo que es el *Concepto de Río Continuo* (CRC) (Vannote *et al.* 1980), el cual describe la estructura y el funcionamiento de las comunidades a lo largo de un río. El concepto analiza las estrategias biológicas y dinámicas del río bajo la consideración de un gradiente de factores físicos en un sistema lótico. Desde las nacientes hasta la desembocadura las variables físicas presentan un gradiente continuo en la profundidad, ancho de curso, velocidad de flujo de agua y temperatura, entre otros. El concepto hipotetiza que la organización biológica del río está conformada estructural y funcionalmente en relación a la disipación de energía del sistema físico, y propone la distribución de grupos funcionales de alimentación, centrándose particularmente en el grupo de los invertebrados, a lo largo de ese continuo. De acuerdo a esta consideración, se analizan las comunidades y funcionamiento en tres grandes categorías: a) órdenes 1-3 (nacientes), b) 4-6 (sección media), c) grandes ríos (mayor a 6) (Horton 1945). El CRC sugiere que los cambios regulares y predecibles que ocurren en función del orden de un río, van a ser reflejados en última instancia en la biota acuática (Vannote *et al.* 1980). Las nacientes de los ríos están fuertemente condicionadas por la vegetación litoral y su influencia sobre el ecosistema acuático, por ejemplo producción de sombra y contribución de materia orgánica alóctona. En los tramos medios la reducción de la proporción de materia orgánica de origen terrestre es acompañada por un incremento de la producción primaria autóctona y por un transporte de materia orgánica desde los tramos superiores. Los grandes ríos o zonas bajas reciben gran cantidad de materia orgánica finamente particulada producto



de la descomposición aguas arriba de hojas y otros desechos vegetales. Los cambios en los aportes de materia orgánica a lo largo de un río originan una distribución espacial de los grupos funcionales y tramas tróficas características de cada sección (Allan 1995). Estos aspectos han sido muy estudiados en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.

En las nacientes de un río, la diversidad de las comunidades puede ser baja y estar integrada por un conjunto de especies que sobreviven en un estrecho rango de temperatura y régimen alimenticio. La diversidad suele ser mayor en los tramos medios. Esto se relaciona con la hipótesis de *Disturbio Intermedio* (Connell 1978), que sugiere que el nivel de disturbio determina la diversidad en un ambiente. El término disturbio se refiere a cambio y no necesariamente implica la intervención del hombre. La máxima diversidad se registra en un nivel intermedio de disturbio, por lo tanto existe un balance entre la heterogeneidad ambiental (en el tiempo y espacio) y las características estructurales de la comunidad.

Otras hipótesis que se asocian al del continuo de sistemas lóticos son las de *Discontinuidad Seriada* (Ward & Stanford 1987), *Espiral de Nutrientes* (Webster & Patten 1979) y *Pulsos de Inundación* (Junk *et al.* 1989). La primera hace referencia a que las comunidades presentan un continuo en algunos de sus atributos o propiedades. La alteración de las condiciones del curso ocasionadas, por ejemplo, por la construcción de una represa crean una discontinuidad que será restablecida aguas abajo. Estas alteraciones generalmente pueden ser identificadas y cuantificadas en función de la distancia en que existe una recuperación de las características estudiadas. La hipótesis del Espiral de Nutrientes se refiere a una de las diferencias más notorias entre ríos y lagos. En sistemas cerrados, como lagos, los nutrientes son reciclados, quedando nuevamente en el medio a disposición de la biota gracias a los procesos de descomposición. En un arroyo o río, que es un sistema abierto, el ciclo de nutrientes es continuamente desplazado aguas abajo originando una espiral. De acuerdo a esta hipótesis se puede cuantificar la distancia en que un nutriente determinado retorna a su estado original (el largo del espiral) (Newbold *et al.* 1981). Por último, la hipótesis de Pulsos de Inundación, identifica a los avances y retracciones del curso de agua sobre la llanura de inundación como el principal agente controlador de gran parte de la biota acuática. En consecuencia, estos pulsos de inundación que siguen un patrón periódico, no constituirían un disturbio para el sistema natural, sino que por el contrario, estos serían ocasionados por situaciones alejadas al



régimen hidrológico predominante. Por ejemplo, cuando se maneja un río, encajonándolo para prevenir inundaciones, se pierde la llanura aluvial y se interfiere con los ciclos de diversas especies que utilizan las llanuras de inundación como hábitat de alimentación, reproducción o refugio.

La mayoría de los estudios y conceptos anteriormente enunciados provienen del hemisferio norte. La validez general de los mismos ha sido debatida en países del hemisferio sur como Australia y Nueva Zelanda, ya que los ríos de estas zonas son física y biológicamente muy diferentes a las regiones de bosques caducifolios de donde se formularon los conceptos, generando inconvenientes para su generalización. Para el continente sudamericano no se cuenta hasta el presente con revisiones del tema.

La comunidad de peces de sistemas lóticos, cuenta con una cantidad de antecedentes sustancialmente menor que la comunidad bentónica. Por otra parte, la mayoría de los artículos científicos se han originado en zonas templadas frías del hemisferio norte. En general, la diversidad de la ictiofauna aumenta desde las nacientes hacia la desembocadura, debido al aumento de la diversidad de hábitats (Allen 1995). En este sentido, Taylor (1997) encontró una fuerte correlación entre la posición en la cuenca y la composición de especies. Asimismo, este autor registró un menor número de especies en ríos aislados que en aquellos interconectados, sugiriendo que las diferencias en habilidades de dispersión en las distintas especies eran importantes en el ensamble de la comunidad. Gorman & Karr (1978) observaron una estrecha relación entre la complejidad del hábitat y la diversidad específica de peces. En este artículo, tres variables ambientales son indicadas como importantes factores estructuradores: la profundidad, el tipo de fondo y la corriente. Estudios con una mayor escala espacial (a nivel de cuencas), como el de Angermeier & Winston (1999), indican que atributos del paisaje como el área de la cuenca de drenaje, su fisiografía, el orden del río, altitud y la morfología del canal explican proporciones significativas de la variación en la composición íctica. Estas relaciones son más estrechas cuanto mayor es el área considerada. Por último, Newall & Magnuson (1999), al comparar la importancia relativa de la ecoregión (basada en atributos del paisaje) frente al área de drenaje en la descripción de la comunidad de peces, encontraron que esta última presentaba una mayor asociación con la comunidad.



## 1.2. RELEVANCIA DE LOS BIOINDICADORES EN EL MONITOREO Y GESTIÓN DE RECURSOS HIDRICOS

El monitoreo de la calidad del agua incluye el análisis de parámetros químicos, físicos y biológicos (Fausch *et al.* 1990). Recientemente, ha surgido una creciente tendencia hacia la adopción de métodos biológicos para evaluar las condiciones de los sistemas lóticos (Karr 1991, Norris & Norris 1995). Esto es consecuencia de que la biota integra las variaciones temporales y espaciales de la degradación ambiental y contaminación de los ríos. Los datos biológicos reflejan modificaciones del ambiente a través de alteraciones de la abundancia y/o diversidad. La capacidad de determinados organismos para sobrevivir en muestras de agua (bioensayos) también son ampliamente utilizados para el monitoreo de la calidad del agua.

El principio de que la salud relativa o integridad biológica de una comunidad es un indicador sensible de la salud o integridad del ecosistema acuático al cual pertenece y la cuenca de drenaje que lo rodea, es la base para el uso del monitoreo biológico de comunidades para evaluar la degradación ambiental (Karr 1987). Karr & Dudley (1981) clarificaron esta relación al definir la integridad biológica de ecosistemas acuáticos como "la capacidad para soportar y mantener una comunidad de organismos balanceada, con una composición de especies comparable a la que se encuentra en un ambiente natural de la región". Esta aproximación ha sido utilizada por varios autores (Black 1949, Patrick 1950, Cairns 1979, Karr & Dudley 1981, Weber 1981).

Las ventajas de la utilización de peces para el monitoreo biológico de la calidad ambiental, residen en que estos son sensibles a una amplia gama de agentes estresantes, son buenos indicadores de efectos a largo plazo (algunos años) y de la condición de diversos hábitats, debido a su movilidad y a sus ciclos de vida prolongados (Karr *et al.* 1986). Las comunidades de peces generalmente incluyen diferentes niveles tróficos (omnívoros, herbívoros, planctívoros, piscívoros, insectívoros) y tienden a integrar los efectos de niveles tróficos inferiores. Por lo tanto la estructura de la comunidad refleja el estado de todo el ambiente. Por último, estas comunidades pueden ser usadas para evaluar costos sociales de la degradación en forma más directa que otros taxas, ya que sus valores económicos y estéticos están ampliamente reconocidos (Barbour *et al.* 1999).



De acuerdo a Fausch *et al.* (1990), las aproximaciones en que la comunidad de peces ha sido utilizada como indicadores de degradación ambiental son: 1) taxa o gremios indicadores; 2) índices de riqueza de especies, diversidad y equidad; 3) métodos multivariados de análisis de las relaciones especie-ambiente; 4) índices de integridad biótica. Los primeros son útiles cuando sólo se cuenta con datos de presencia-ausencia de peces, pero la elección de los bioindicadores es dificultosa ya que la sensibilidad de los peces puede deberse a diferentes factores. Además, no indican el grado relativo de degradación. La riqueza, diversidad y equidad han sido ampliamente usados para analizar la estructura de la comunidad de peces y para evaluar la degradación ambiental en ecosistemas acuáticos (Peet 1974). El supuesto que subyace en estos índices, es que las comunidades de peces estresadas muestran cambios en su estructura. La degradación ambiental modifica comunidades "diversas" compuestas por muchas especies con abundancias similares, por comunidades simples dominadas por pocas especies (Fausch *et al.* 1990). Los métodos multivariados pueden evaluar las relaciones entre la estructura o función de la comunidad y las modificaciones del ambiente, siendo útiles para explorar los datos y generar hipótesis para nuevas investigaciones. Sin embargo, han sido escasamente usados para detectar degradación con datos de peces. Los índices de Integridad Biótica contemplan atributos de la comunidad, población y organismos individuales para evaluar la integridad biológica en base a medidas precisas de abundancia relativa. Son sensibles a diferentes fuentes de degradación pero requieren de una moderada riqueza de especies y una abundante información taxonómica y de las características biológicas y ecológicas de las especies.

### 1.3. JUSTIFICACION

Este trabajo se encuentra enmarcado en una área "Ramsar" de conservación de la biodiversidad, que por sus valores naturales ha sido internacionalmente reconocida como patrimonio de la humanidad y propuesta como Reserva de Biosfera Bañados del Este (PROBIDES 1999).

No obstante ello, se desarrollan en esta zona diversas actividades que van en contra de los objetivos de conservación recomendados. Los programas de monitoreo se presentan como herramientas útiles para registrar las características de los ambientes y las variaciones de estos en el tiempo y espacio.



El conocimiento de la fauna íctica dulceacuícola es muy limitado en el Uruguay registrándose muy pocos artículos científicos al respecto y muchas áreas del país que no han sido colectadas. Asimismo, a nivel nacional no existe ningun trabajo que intente relacionar el ensamble de las especies con otras variables.

Estudios recientes en sistemas lóticos fuertemente antropizados en zonas aledañas, como la región central de Argentina (Bistoni *et al.* 1999), demuestran una disminución de la riqueza, abundancia y diversidad de especies, en respuesta a la variación de factores físico-químicos del curso de agua.

El registro de las comunidades de peces en el área de estudio, podría ser utilizado para en primer lugar conocer las especies presentes, su biología, así como los factores del ambiente que determinan los diferentes ensamblajes. A su vez, el conocimiento de la estructura y zonificación de la comunidad de peces en función de factores bióticos y abióticos en una amplia región geográfica aportará información de base para estudios de impacto ambiental de los efectos de diversas actividades humanas.

Se pretende establecer una metodología de muestreo y análisis de datos para el monitoreo biológico a través de la comunidad de peces, adoptando el criterio de cuenca hidrográfica, el cual es fundamental en la gestión ambiental y manejo de recursos naturales.

#### **1.4. OBJETIVO GENERAL**

Determinar los principales factores condicionantes de la composición y abundancia de la comunidad de peces en los principales sistemas lóticos de la cuenca de Laguna Merín y cuenca Atlántica.

#### **1.5. OBJETIVOS ESPECIFICOS**

- Analizar la estructura de la comunidad (riqueza, abundancia, diversidad), distribución de los taxa identificados y zonificación de los peces de los sistemas lóticos de las cuencas mencionadas.
  
- Relacionar las variaciones espaciales de la composición y abundancia de las comunidades de peces con las características ambientales de la cuenca de drenaje y de los sitios de muestreo.



- Identificar taxas potencialmente indicadoras de diferentes alteraciones del ambiente.
- Contribuir al diseño de un monitoreo ambiental en cuencas hidrográficas.

## 1.6. HIPOTESIS

H1- La riqueza y diversidad de especies será diferente entre las cuencas consideradas.

H2- La riqueza y diversidad de peces en las cuencas consideradas presentan un gradiente longitudinal con un incremento desde las nacientes hacia las desembocaduras. \*<sup>1</sup>

H3- Las características geomorfológicas, edafológicas, de la vegetación y del uso del suelo en las subcuencas de cada estación, explicarán una proporción significativa de la variación espacial de la composición y abundancia de peces.

H4- La variación espacial de la estructura del hábitat explicará una proporción significativa de la variación espacial de la composición y abundancia de peces.

H5- La variación espacial de la calidad de agua explicará una proporción significativa de la variación espacial de la composición y abundancia de peces.

\*<sup>1</sup>. Las respectivas hipótesis nulas serán falsificadas (ver análisis de datos).

## 2. MATERIALES Y METODOS

### 2.1. AREA DE ESTUDIO

En el área de estudio se distinguen dos cuencas, la de la Laguna Merín (3:250.000 há) y cuenca Atlántica (600.000 há). La primera está constituida por extensos ríos y arroyos, de los que se consideraron el Yaguarón, Tacuarí, Olimar y Cebollatí. La cuenca Atlántica se caracteriza por contar con un sistema de lagunas litorales que conforman las subcuencas de las lagunas José Ignacio, Garzón, Rocha, Castillos y Negra. Los tributarios de estas lagunas son arroyos de mediana extensión y caudal de dirección norte-sur de rápido escurrimiento.



En la región sureste del país se ha propuesto la primera Reserva de Biosfera ubicada en territorio nacional. La misma fue propuesta por el Instituto Nacional para la Preservación del Medio Ambiente de Uruguay y reconocida e integrada en el año 1976 a la red mundial de reservas del programa MAB (El Hombre y la Biosfera) de la UNESCO. El área designada originalmente como Bañados del Este comprendía 200.000 há situadas al sureste del Uruguay, que sin estar precisamente delimitadas, incluían solo la porción terminal de las cuencas donde se encontraban los principales humedales. Actualmente, se ha propuesto una delimitación en base al criterio de divisorias de cuencas hidrográficas que se utiliza en el diseño y delimitación de áreas protegidas (PROBIDES 1999). En particular, su aplicación ha sido recomendada para áreas protegidas establecidas en humedales (Holland 1987, Hollis et al. 1988), sobre la premisa que la conservación de los humedales ubicados en una cuenca es posible cuando se maneja ésta en su totalidad. Los elementos hídricos son, particularmente en la Reserva, elementos esenciales tanto para la conservación de los humedales y de la vida silvestre, como para las actividades agrícolas, turísticas y el funcionamiento de las áreas urbanizadas de la región.

### 2.1.1. ASPECTOS AMBIENTALES DEL AREA DE ESTUDIO

La Reserva se encuentra en una zona templada, con gran influencia de la región subtropical. El territorio de la Reserva está situado en el borde suroccidental del escudo cristalino sudamericano en una región de profundos contrastes estructurales y presenta relieves de baja altitud (sierras, lomadas). Las elevaciones mayores no superan los 520 m. (PROBIDES 1999).

Las transgresiones marinas provocaron cambios en la línea de costa atlántica. La mayor parte de las lagunas litorales tiene ese origen. Una parte de las planicies se cubre aún hoy por el agua en forma estacional, dando lugar a marismas más o menos colonizadas por vegetación halófila en aguas con influencia marina y a los denominados bañados y esteros en zonas dulceacuícolas.

Una de las características dominantes más notorias de los suelos de la Cuenca de la Laguna Merín es la dominancia del proceso de lixiviación de arcilla en la mayoría de sus perfiles. Un segundo aspecto a considerar, por lo menos en parte de la cuenca es la presencia de suelos algo alcalinos o con contenidos moderados a altos de sodio intercambiable en los horizontes inferiores de las llanuras altas continentales. También existen diferencias notorias y constantes en las características de los suelos al desplazarse



de sur a norte dentro de la Cuenca de la Laguna Merín. En general, a medida que avanzamos hacia el norte los horizontes superficiales tienen mayor espesor, menos humus y peor estructuración (PROBIDES 1999).

Las comunidades vegetales con predominio de especies herbáceas ocupan en la actualidad las superficies más importantes de la Reserva, y comprenden formaciones litófilas, de pradera, uliginosas, paludosas y psámófilas pioneras. Se han identificado cinco grandes tipos de bosque, el serrano, ribereño, de quebrada, de palma butiá y psamófilo costero; dos tipos de matorral: el serrano y el psamófilo costero (PROBIDES 1997).

Con respecto a aspectos socioeconómicos de la región, la Reserva abarca total o parcialmente cinco departamentos. Los departamentos de Rocha y Treinta y Tres quedan comprendidos en su totalidad y los de Cerro Largo, Lavalleja y Maldonado sólo parcialmente. Existen en este territorio 32 centros poblados de más de 500 habitantes, incluyendo a tres capitales administrativas (Melo, Treinta y Tres y Rocha). La población total de la Reserva es de 214.282 habitantes a 1996 (PROBIDES 1999), que se distribuyen en un 86,3% en los centros urbanos y 13,7% en el medio rural.

En los suelos de baja fertilidad, superficiales y en áreas de topografía más quebrada generalmente se desarrolla un tipo de ganadería extensiva de lanares y vacunos, con bajas cargas animales (0,5 unidades ganaderas por há). Las mayores cargas ganaderas (por encima de 0,85 unidades ganaderas por há) se ubican al Oeste y Sur de la Reserva (Chabalgoity & Piperno 1993).

El cultivo de arroz ha tenido un fuerte desarrollo en el área de la Reserva en los últimos 20 años. Este proceso puede explicarse por la posibilidad de utilizar suelos pobres desde el punto de vista ganadero, pero con una topografía plana y con buenas posibilidades de acceso a fuentes de agua para riego (Scarlatto 1993) y por la existencia de un mercado internacional constante en ese período.

Los principales conflictos de uso del territorio y sus problemas ambientales asociados son generados por presiones antrópicas relacionadas con el uso de los recursos naturales. Entre los más importantes se destacan el drenaje y desecación de humedales, construcción de represas y demás infraestructuras, asociados al cultivo de arroz. Por otra parte, en la zona costera se registra un aumento de los centros poblados de forma no planificada. Por último, los cursos de agua reciben los efluentes urbanos sin tratamiento, así como nutrientes y residuos tóxicos de fertilizantes y pesticidas de la



actividad ganadera intensiva y agrícola (PROBIDES 1999).

La forestación, si bien actualmente no representa un uso de suelo predominante en la Reserva, está en claro aumento y se observan plantaciones sobre suelos superficiales o rocosos de alta pendiente, como los que se encuentran en las cabeceras de las cuencas, con alto riesgo de erosión, así como también sobre la franja costera que altera la dinámica dunar y el paisaje.

## 2.2. METODOLOGIA

### 2.2.1. DISEÑO DE MUESTREO

El enfoque metodológico de esta tesis corresponde a un experimento mensurable "mensurative experiments" o también conocido como prueba de ajuste "goodness of fit" (Underwood 1997). Estos consisten en cuantificar variables y parámetros para determinar cómo se ajustan al marco teórico existente, fundamentalmente a través de sus predicciones e hipótesis. De acuerdo a Jager & Looman (1995) esta investigación puede ser definida como un estudio prospectivo controlado ya que se seleccionan unidades (sitios de muestreo) en las cuales algunas variables, consideradas como explicatorias, son cuantificadas.

Se seleccionaron 34 estaciones de muestreo a lo largo de zonas altas (orden 1 y 2), medias (orden 3 y 4) y bajas (orden 5 y 6) de las principales cuencas de drenaje del área propuesta como Reserva de Biosfera Bañados del Este (Fig. 1, Apéndice I). El muestreo no fue totalmente al azar, ya que además del tramo del curso se tuvo en cuenta el acceso a los sitios de estudio. En todos los sitios se muestreó los sectores litorales y someros, correspondiendo en todos los casos a sistemas de aguas corrientes (lóticos).

### 2.2.2. PERÍODO DE MUESTREO

Existen variaciones estacionales en la abundancia relativa de la comunidad de peces dadas por el ciclo de vida, los períodos de reproducción y de migración. Generalmente la estación preferida de muestreo es a mediados o fines del verano, cuando los flujos de los ríos y arroyos son moderados a bajos y menos variables que en otras estaciones (Barbour *et al.* 1999). En ésta época del año están representadas todas las clases de edad. Por esta razón, el muestreo de las comunidades de peces se realizó en verano entre el 2/2/01 y el 11/3/01 durante el día.





Fig.1. Ubicación geográfica del área de estudio y localización de las estaciones de muestreo ( Y = Yaguarón, T = Tacuarí, O = Olimar, C = Cebollati, A = Atlántica).

### 2.2.3. COLECTA DE PECES Y PROCESAMIENTO DE LAS MUESTRAS

Para la colecta de peces se utilizó el método de pesca eléctrica, para lo cual se empleó un equipo Elektrofischfanganlage Type FEG 1000. En el caso de los ambientes someros se recorrieron transectas en zig-zag por la totalidad del cauce. En sectores profundos las colectas fueron realizadas desde la costa. Se recorrieron tramos de aproximadamente 100 m. de longitud donde se realizó pesca eléctrica puntual (20 pulsos) (Persat & Coop 1989). Cada pulso equivale a un área efectiva de muestreo de 1,54 m<sup>2</sup>. Los peces que pudieron ser identificados taxonómicamente en el terreno fueron pesados y devueltos con vida. En los casos que no fue posible la identificación inmediata, los ejemplares fueron anestesiados, fijados en formol al 10% y debidamente etiquetados para su posterior procesamiento en laboratorio.

Con los datos obtenidos se determinó: la riqueza de especies, abundancia total y relativa, a través de cálculos de densidad (individuos/m<sup>2</sup>) y biomasa (g/m<sup>2</sup>) y diversidad específica (Shannon & Weaver 1949).

### 2.2.4. CALIDAD DE AGUA

En cada estación de muestreo se registraron los siguientes parámetros fisico-químicos del agua, mediante Kits "LaMotte" portátiles: temperatura del agua (rango: 0-60 °C ; precisión: 1 °C), pH (rango: 3-10,5 ; precisión: 0,5), oxígeno disuelto (rango: 0-10 mg/l ; precisión: 0,20 mg/l), alcalinidad (rango: 0-200 ppm ; precisión : 4 ppm), conductividad (rango: 0 -1990 µS/cm ; precisión: 10 µS/cm), nitrato (rango: 0.25, 0.50, 1.0, 2.0, 4.0, 6.0, 8.0, 10.0 mg/l), amonio (rango: .0., 0.05, 0.10, 0.25, 0.50, 1.00, 1.50, 2.00 mg/l), fosfato (rango: 0.0, 0.2, 0.4, 0.6, 0.8, 1.0, 1.5, 2.0 mg/l), transparencia (Mini Secchi disk; precisión: 1 cm).



### 2.2.5. ESTRUCTURA DEL HÁBITAT

Se confeccionaron planillas de campo para registrar las características ambientales locales en cada estación. La elaboración de estas planillas se basó fundamentalmente en formularios tomados de Barbour *et al.* (1999) y experiencias desarrolladas por UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GMBH de Alemania.

Atributos y cuantificación de los hábitats:

- Características del cauce: Ancho (0 = 1-20m ; 1 = 20-40m ; 2 = 40-60m ; 3 = 60-80m ; 4 = 80-100m ; 5 = > 100m); Morfología (rápidos = 1 ; rápidos y pozones = 2 ; sin rápidos = 3).
- Estructura del fondo. Variables: limo + arcilla , arena , rocas , piedra , madera muerta , acumulación de hojas. Escala: 0 = ausente , 1 = escaso (<25%) , 2 = frecuente (entre 25-50%) , 3 = abundante (entre 50-75%) , 4 = muy abundante (>75%).
- Vegetación acuática. Variables: emergentes, flotantes fijas, sumergidas, flotantes libres, algas adheridas. Escala: 0 = ausente , 1 = escaso (<25%) , 2 = frecuente (entre 25-50%) , 3 = abundante (entre 50-75%) , 4 = muy abundante (>75%). Sector marginal (hasta 5m del borde). Variables: bosque nativo, árboles nativos aislados, bosque exótico, árboles exóticos aislados, vegetación herbácea, raíces expuestas en los márgenes. Escala : 0 = ausente , 1 = escaso (<25%) , 2 = frecuente (entre 25-50%) , 3 = abundante (entre 50-75%) , 4 = muy abundante (>75%). Variables: fuerte pendiente, escasa pendiente, pendiente moderada. Escala: 1 = presente ; 0 = ausente.
- Entorno (desde los 5m del borde). Variables = igual sector marginal, excepto raíces expuestas. Escala = igual sector marginal).

### 2.2.6. CARACTERIZACIÓN DE LAS CUENCAS

El orden de los ríos fue determinado mediante la cartografía 1/50.000. Basado en la consideración de tamaño de los ríos, Horton (1945) modificado por Strahler (1954), introdujo una clasificación de los ríos por órdenes. Un arroyo de primer orden no tiene tributarios; si se encuentran dos de estos cursos se origina uno de segundo orden; dos de segundo orden forman uno de tercer orden, mientras que un curso que recibe a otro de orden menor no modifica el suyo.



La delimitación de las cuencas y subcuencas de drenaje de cada estación de muestreo, fue realizada a partir de mapas hipsográficos del Servicio Geográfico Militar a escala 1/500.000, con curvas de nivel cada 50 m. Esta escala de trabajo fue determinada en función de la información almacenada en mapas temáticos (geomorfología, suelos, vegetación y uso del suelo) del Sistema de Información Geográfico (SIG) de PROBIDES, confeccionado a través del software Arcview 2.0 y posteriormente actualizado al Arcview 3.2, escala 1/500.000. Para la identificación y delimitación de subcuencas altas fue necesario, en algunos casos, apoyarse en mapas a una escala mayor, para lo cual se utilizó la cartografía a escala 1/50.000 de PROBIDES y del Departamento de Geografía de la Facultad de Ciencias. Una vez obtenidas todas la subcuencas a una escala homogénea y compatible con la del (SIG), se superpuso dicha información en cada mapa temático, obteniéndose la superficie (km<sup>2</sup>) de todos los atributos considerados pertenecientes a la subcuenca de cada estación de muestreo.

Las cuencas fueron caracterizadas a partir de atributos geomorfológicos (Fig. 2), edafológicos (Fig. 3), las formaciones vegetales (Fig. 4) y el uso del suelo (Fig. 5).

## 2.3. ANALISIS DE DATOS

El análisis de los datos de las comunidades de peces se abordó a través de métodos univariados, técnicas distribucionales y métodos multivariados. Se utilizaron varias técnicas estadísticas para el análisis de las hipótesis planteadas. El análisis será en todos los casos frecuentista clásico y la estructura de decisión será estandarizada con un  $p < 0.05$ .

### 2.3.1. MÉTODOS UNIVARIADOS

Se analizó la riqueza específica (S), el índice de diversidad (H') y la equidad (J') de Shannon & Weaver (1949), de las comunidades de peces presentes en las estaciones de muestreo.

$$H' = -\sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \ln \left( \frac{n_i}{N} \right), \text{ con } i = 1 \dots S$$

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

S es el número de especies por muestra,  $n_i$  la densidad (individuos/m<sup>2</sup>) de la especie  $i$  y N la densidad total de organismos.



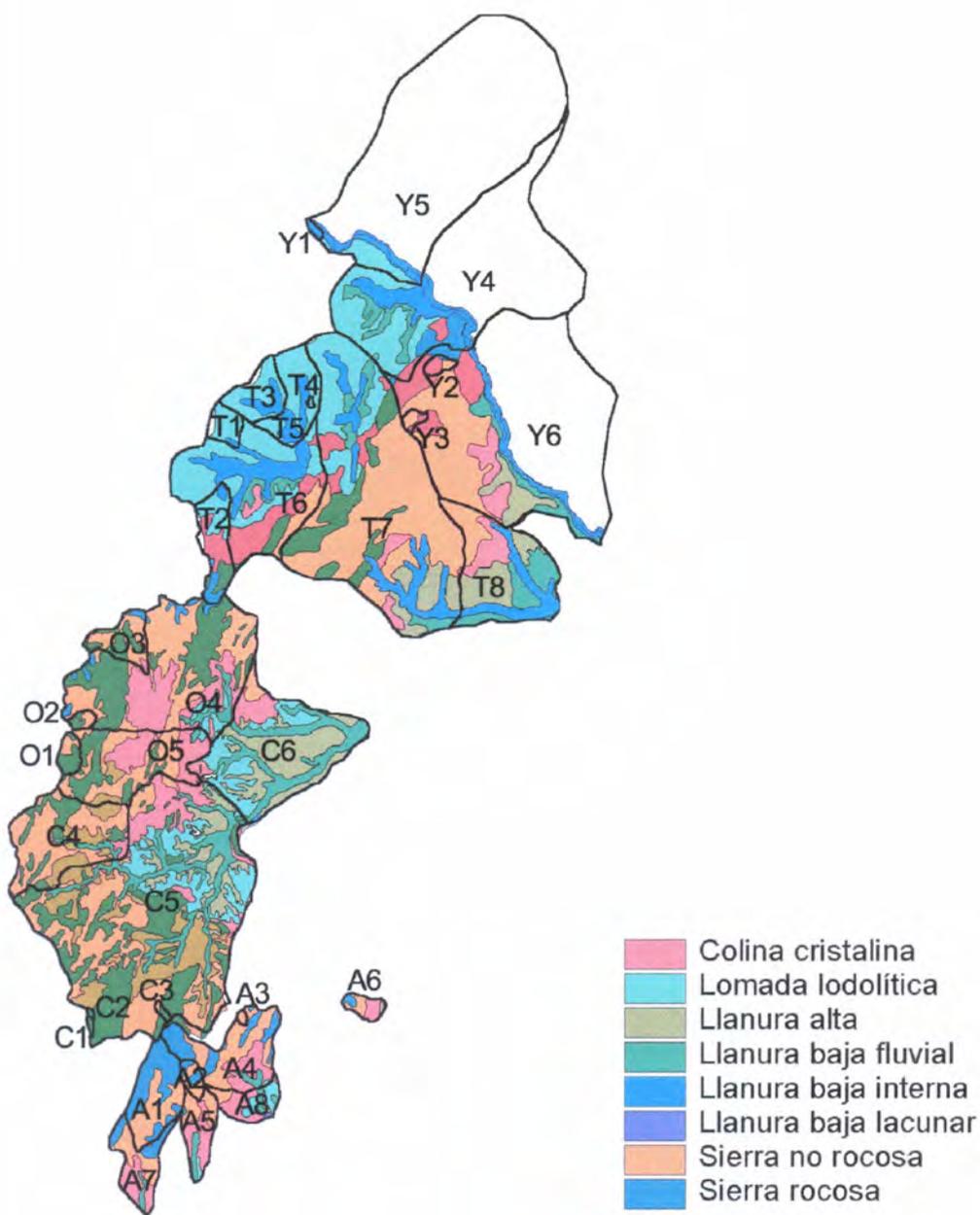


Fig. 2. Distribución espacial de los atributos geomorfológicos en las subcuencas de drenaje perteneciente a cada estación. Por razones de escala, se incluyeron solamente los atributos que presentaron una mayor área dentro de las cuencas estudiadas. La matriz completa de datos puede ser consultada en el Apéndice II. ( Y = Yaguarón, T = Tacuarí, O = Olimar, C = Cebollatí, A = Atlántica). Fuente Probides, SIG.

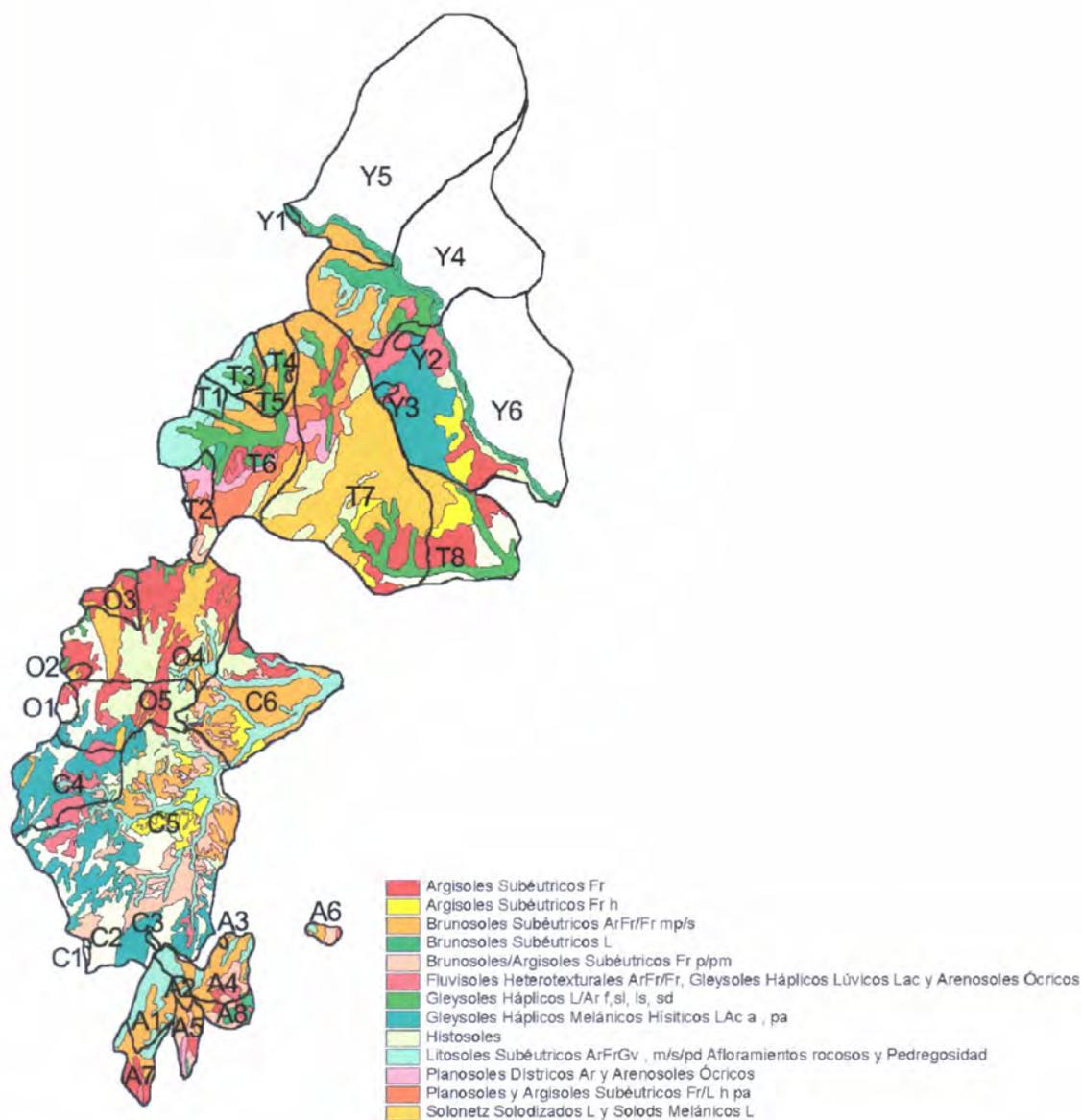


Fig. 3. Distribución espacial de los atributos edafológicos en las subcuencas de drenaje perteneciente a cada estación. Por razones de escala, se incluyeron solamente los atributos que presentaron una mayor área dentro de las cuencas estudiadas. La matriz completa de datos puede ser consultada en el Apéndice II. ( Y = Yaguaron, T = Tacuarí, O = Olimar, C = Cebollatí, A = Atlántica). Fuente Probides, SIG.

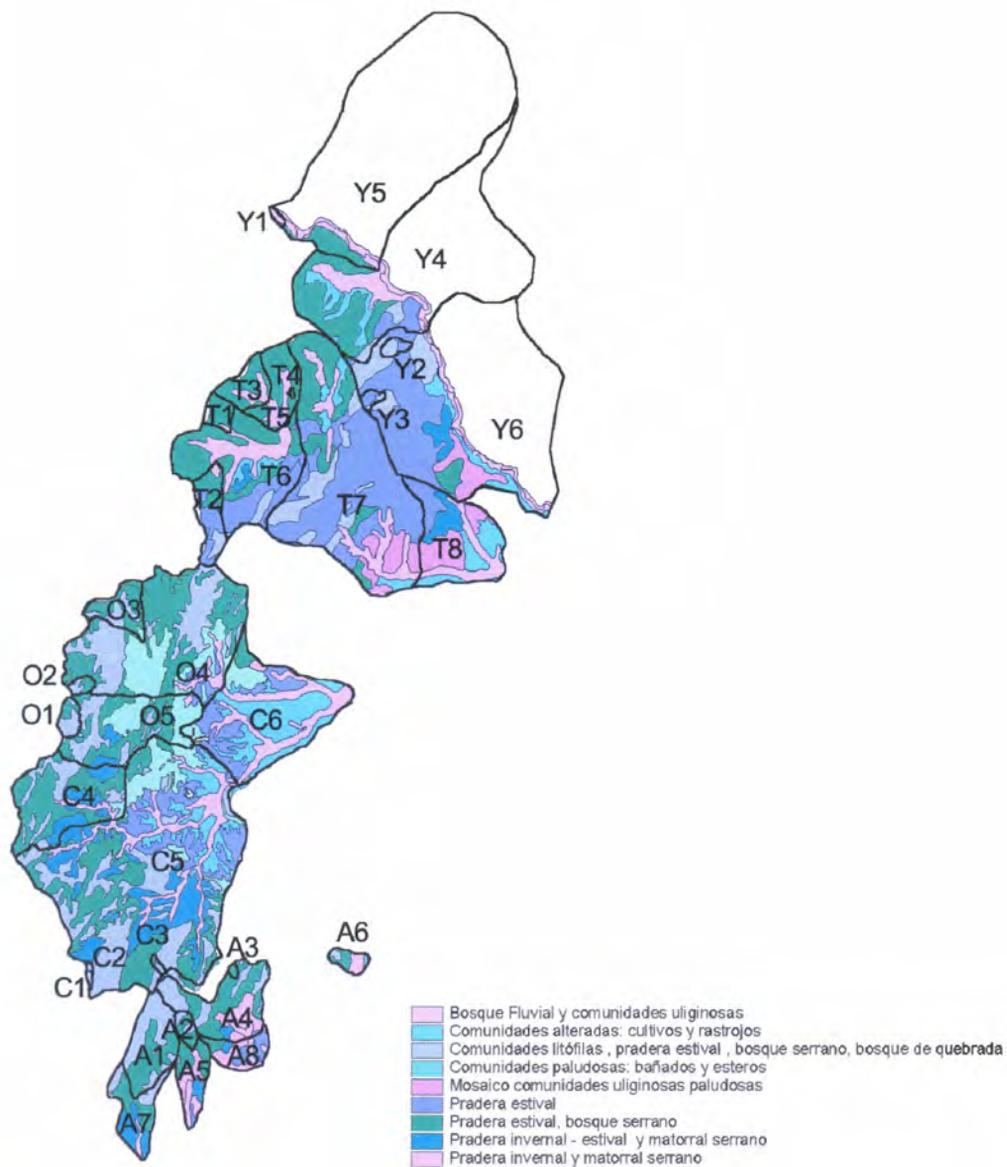


Fig. 4. Distribución espacial de las formaciones vegetales en las subcuencas de drenaje perteneciente a cada estación. Por razones de escala, se incluyeron solamente los atributos que presentaron una mayor área dentro de las cuencas estudiadas. La matriz completa de datos puede ser consultada en el Apéndice II. ( Y = Yaguaron, T = Tacuarí, O = Olimar, C = Cebollatí, A = Atlántica). Fuente Probides, SIG.

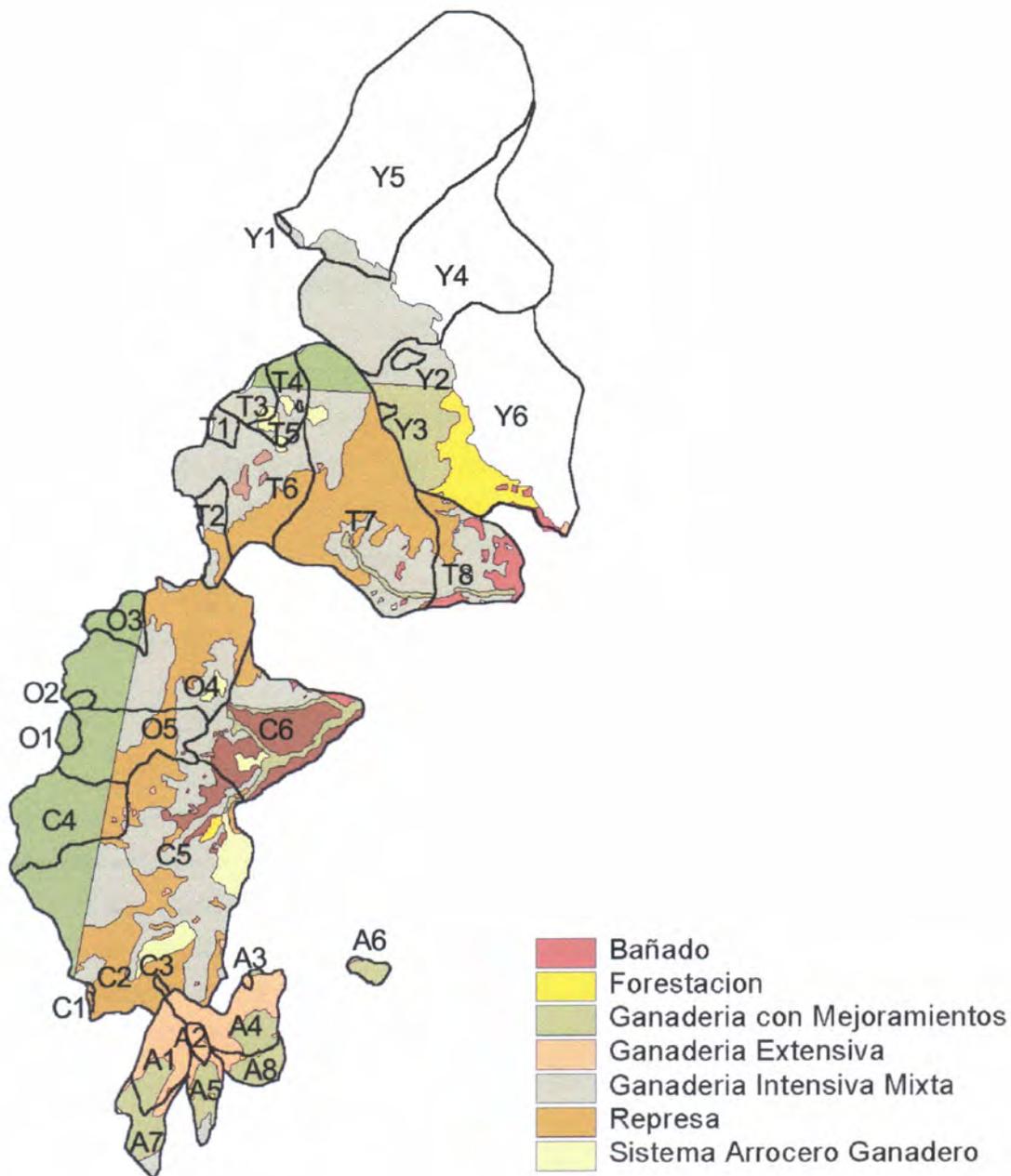


Fig. 5. Uso del suelo en las subcuencas de drenaje perteneciente a cada estación. Por razones de escala, se incluyeron solamente los atributos que presentaron una mayor área dentro de las cuencas estudiadas. La matriz completa de datos puede ser consultada en el Apéndice II. ( Y = Yaguarón, T = Tacuarí, O = Olimar, C = Cebollatí, A = Atlántica). Fuente Probides, SIG.

Se realizaron análisis de varianza (ANOVA) de una vía para falsificar las respectivas hipótesis nulas de H1 y H2. Los supuestos de homogeneidad de varianza y normalidad fueron verificados a través de las pruebas de Cochran & Hartley y Kolmogorov & Smirnov, respectivamente.

### 2.3.2. TÉCNICAS DISTRIBUCIONALES

Se utilizaron curvas k-dominancia y abundancia-biomasa (ABC), aproximaciones gráficas, específicamente propuestas para determinar niveles de estrés en comunidades (Clarke & Warwick 1994). En éstas las especies se ordenan en términos jerárquicos respecto a su abundancia o biomasa en el eje X (escala logarítmica), con el respectivo porcentaje acumulado de dominancia en el eje Y. El supuesto que subyace estas comparaciones, es que en ausencia de impacto ambiental prevalecen las especies k estrategias (mayor talla y longevidad) con mayor biomasa, mientras que en el caso contrario, lo harán especies r estrategias (de menor talla y ciclos de vida más cortos) predominando, por ende, la densidad numérica.

### 2.3.3. MÉTODOS MULTIVARIADOS

Se emplearon análisis de ordenación y clasificación (modo Q) para establecer similitudes o disimilitudes entre las estaciones de muestreo considerando diferentes atributos: peces, calidad de agua, hábitat y atributos del paisaje de la subcuenca de drenaje. Para los análisis cuantitativos de peces, los datos fueron transformados (raíz cuarta) y se utilizaron los taxas que se registraron al menos una vez con una abundancia relativa mayor al 5% del total. Asimismo, los datos físico-químicos del agua fueron estandarizados (restando la media y dividiéndolo sobre el desvío estándar) para que puedan ser comparables. Por último, la información del SIG fue estandarizada en porcentajes relativos al total del área de cada estación de muestreo para minimizar el efecto del tamaño de las cuencas.

Métodos indirectos de ordenación: para cada matriz (especies y ambiente) considerada (ver Apéndice II) se determinó la longitud de gradiente de cambio de las variables para seleccionar el tipo de análisis de ordenación a utilizar. En aquellos casos con un valor menor a 2.5 unidades de desvío estándar se aplicaron análisis basados en modelos lineales (análisis de componentes principales: PCA), y con valores mayores a 2.5 se



aplicaron análisis basados en modelos unimodales (análisis de correspondencia: CA) (ter Braak & Smilauer 1998).

Análisis de agrupamiento o cluster: se realizó un análisis de agrupamiento jerárquico para examinar las relaciones de similitud o disimilitudes entre las estaciones, considerando diferentes atributos. En las matrices conformadas con la información de la comunidad de peces se utilizó el coeficiente de asociación de Jaccard (que no pondera las ausencias, ya que algunas especies pudieron no ser censadas) para analizar los patrones espaciales considerando exclusivamente la composición. Cuando se consideró la densidad se recurrió al coeficiente Bray-Curtis. En el caso de los datos físico-químicos e información de los atributos del paisaje, se utilizó el coeficiente de Distancia Euclideana. En el resto de las matrices debido al predominio de los caracteres multiestado en relación a los doble estado, se recurrió al coeficiente de distancia de Manhattan distance. Estos coeficientes fueron seleccionados de acuerdo a las consideraciones de Crisci & López (1983) y Jongman *et al.* (1995). Por último, la técnica de agrupamiento empleada en primera instancia fue el ligamiento promedio no ponderado (UPGMA). Mediante este método, la (dis)similitud entre grupos es definida como el promedio de (dis)similitudes entre todos los posibles pares de miembros (uno de cada grupo) minimizando la distorsión entre las (dis)similitudes originales y las de las muestras (Jongman *et al.* 1995).

La falsificación de las respectivas hipótesis nulas de H3, H4 y H5 fueron puestas a prueba a través de diferentes análisis, considerando simultáneamente la matriz de densidad de peces vs cada una de las matrices ambientales indicadas en el Apendice II.

A) Correlación de matrices y test de Mantel (Legendre & Fortín, 1989). Ho: Distancias entre puntos en la matriz X (matrices ambientales) no están linealmente relacionadas con las correspondientes distancias en la matriz Y (matriz de peces).

B) Análisis de ordenación directa. De acuerdo a los gradientes ambientales encontrados se utilizó el análisis de correspondencia canónica (CCA). Al igual que el test de Mantel, la significancia estadística entre las especies y el conjunto de variables ambientales fue evaluado mediante el test de permutaciones de Monte Carlo. La Ho de esta prueba, es que no existe relación entre la matriz de peces y la matriz de variables ambientales (ter Braak & Smilauer 1998).



La significancia estadística de las diferencias de cada subconjunto de atributos considerados (ambientales+peces) entre los sitios de muestreo fueron analizados mediante la Prueba ANOSIM (Análisis de similitudes), considerando dos factores (cuenca y orden). Este procedimiento no-parámetrico de permutaciones, permite generar niveles de significancia entre los rangos de similitud de la clasificación obtenida en las matrices (Clarke & Warwick 1994): estadístico  $R: (rb-rw)/(M/2)$ , donde  $rw$  es el promedio de rangos de similitudes intra-grupo,  $rb$  es el promedio de rango entre-grupos y  $M = n(n-1)/2$ , siendo  $n$  el número total de muestras. Los dos factores fueron simultáneamente analizados mediante un diseño anidado donde la escala espacial más pequeña (orden) fue incluida en la escala mayor (cuenca).

Los programas para ejecutar todos estos análisis fueron STATISTICA, CANOCO 4.0 (ter Braak & Smilauer 1998), PRIMER (Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research, Plymouth Marine Laboratory, United Kingdom) y NTSYS (DOS). Los requisitos, alcances y limitaciones de cada uno de los análisis fueron tomados de Underwood (1997) y Jongman *et al.* (1995).

Abreviaciones empleadas:  
Correlaciones simples:  $r_s$   
Correlación de matrices:  $r$   
Anosim:  $R$   
Prueba de Mantel:  $t$



### 3.RESULTADOS

#### 3.1. DESCRIPCION Y ANALISIS ESPACIAL DE LAS PRINCIPALES CARACTERISTICAS DE LAS CUENCAS DE DRENAJE

Las cuencas de drenaje pertenecientes a las estaciones de muestreo fueron analizadas en términos de sus características geomorfológicas, edafológicas, y de acuerdo a los tipos de vegetación y uso de suelo (las matrices básicas de datos-MBD- pueden ser consultadas en el Apéndice II). En términos generales, las matrices de disimilitud que presentaron una mayor correlación espacial entre sí fueron las de geomorfología y vegetación ( $r=0.98$ ,  $t=8.93$ ,  $p<0.001$ ), mientras que los de suelo y uso de suelo exhibieron la menor correlación entre sí ( $r=0.29$ ,  $t=2.1$ ,  $p <0.02$ ). Asimismo, el suelo presentó una estrecha relación con las características geomorfológicas y las de vegetación ( $r=0.76$ ,  $t=6.9$ ,  $p<0.001$  y  $r=0.76$ ,  $t=6.82$ ,  $p<0.001$ , respectivamente). A continuación se presenta una descripción y análisis espacial de las estaciones, a través de análisis multivariados exploratorios (clasificación y ordenación indirecta). Debido a que se utilizó un enfoque combinado, en aquellos casos que se identificaron los mismos grupos de estaciones en los análisis de agrupamiento en comparación con los de ordenación indirecta (PCA o CA), sólo se presenta los dendrogramas y las tablas con la varianza explicada de los componentes y su relación con las variables.

#### GEOMORFOLOGIA

El conjunto de las estaciones estudiadas presentaron 11 de las 12 unidades geomorfológicas consideradas (Apéndice II). En términos generales, las unidades geomorfológicas predominantes de las cuencas de drenaje de las estaciones fueron las sierras no rocosas y rocosas.

Los análisis de clasificación y ordenación (Fig. 6, Tabla 1) permitieron identificar 3 grupos de estaciones. El primer grupo (A), estuvo integrado por el mayor número de estaciones (18), en las que predominaron las sierras no rocosas y rocosas en sus cuencas de drenaje. Un segundo grupo (B) más pequeño se conformó por dos estaciones de las nacientes del Cebollatí, que se caracterizaron por recibir aguas exclusivamente de sierras rocosas. Una observación interesante la constituyó la cuenca del río Tacuarí, ya que la totalidad de las estaciones de dicho río se distinguieron del resto conformando



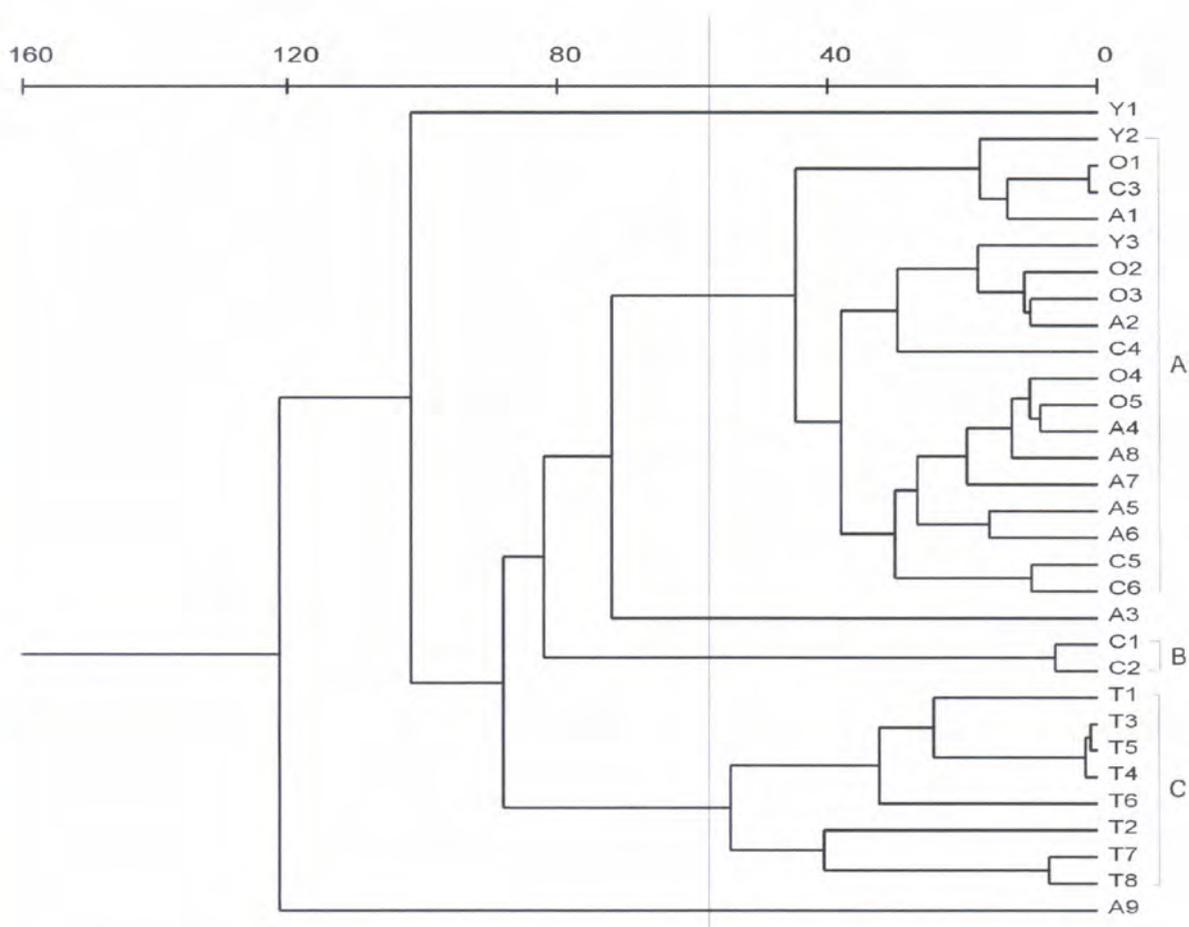


Fig.6. Dendrograma de la matriz de atributos geomorfológicos. Coeficiente de distancia Euclidiana y método de agrupamiento UPGMA. Coeficiente de correlación cofenética 0.86.

Tabla 1 . Resultados del PCA con la matriz de datos geomorfológicos, valor propio y varianza explicada de cada componente (eje). Puntaje (score) de las variables con relación a los componentes.

GEOMORFOLOGIA	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4
Valor propio	.4730	.2261	.1360	.0872
% Varianza acumulada	47.3	69.9	83.5	92.2
Colina cristalina	-.2077	-.3480	.0734	.2272
Colina y lomada gondwánica	.9096	.1153	-.3111	-.2428
Llanura alta	.1898	-.1279	.2212	.8139
Llanura baja fluvial	.5844	-.0462	.0768	.7383
Llanura baja interna	.1003	-.0338	.9112	-.3746
Lomada lodolítica	-.0085	-.1912	.0612	.2455
Sierra no rocosa	-.6699	-.6606	-.2701	-.1477
Sierra no rocosa aplanada	.1183	.0621	-.0332	-.0610
Sierra no rocosa gondwánica	.2559	.1424	-.0410	-.0401
Sierra rocosa	-.7006	.6964	-.1335	-.0427
Valle	-.1428	-.0758	.0351	.1303



09923

un tercer grupo (C). Este grupo presentó mayoritariamente colinas y lomadas gondwánicas, y en menor medida llanuras bajas fluviales. Por último, el análisis de agrupamiento permitió identificar 3 estaciones marcadamente diferentes del resto, la estación Atlántica alta A3 con una cuenca de drenaje exclusivamente conformada por sierra no rocosa, la Atlántica baja A9 compuesta por una llanura baja lacunar, y la estación alta del Yaguarón Y1 prácticamente incluida en su totalidad en una llanura baja fluvial.

Los resultados del PCA permitieron identificar grupos de estaciones muy similares a los anteriormente señalados. Las variables que más contribuyeron a la conformación de los componentes y por lo tanto a la heterogeneidad espacial de las estaciones fueron: sierras (rocosas o no rocosas), las colinas y lomadas gondwánicas, y llanura baja fluvial (Tabla 1). Las sierras rocosas y no rocosas, así como las colinas cristalinas, son atributos que contribuyeron de forma más relevante a la heterogeneidad dentro de las cuencas más que entre las mismas. En cambio las colinas y lomadas gondwánicas son prácticamente exclusivas de una cuenca de drenaje (Tacuarí). Las diferencias entre las cuencas de acuerdo a todos los atributos considerados fueron estadísticamente significativas con la prueba de ANOSIM ( $R=0.39$ ,  $p<0.001$ ), no así entre los diferentes sectores del río (alto, medio y bajo). Es interesante destacar que las diferencias en el factor cuenca radicarón en todos los pares de comparación con la cuenca del Tacuarí. La consideración simultánea de los factores (diseño anidado) permitió una mejor clasificación de las estaciones de muestreo ( $R=0.47$ ,  $p<0.001$ ).

## SUELOS

La detallada clasificación de suelos utilizada, permitió relacionar las cuencas de las estaciones en base a 26 combinaciones de suelos (Apéndice II). Se identificaron 4 grupos de estaciones en el análisis de agrupamiento (Fig.7) como en el CA. Los grupos de suelos que permitieron establecer las mayores diferencias entre las subcuencas fueron los afloramientos rocosos y suelos poco desarrollados (Inceptisoles, Litosoles y Fluvisoles), los suelos lixiviados desaturados (Luvisoles), hidromórficos (principalmente Gleysoles), y por último los suelos más desarrollados (varios tipos de Brunosoles) (Tabla 2).

El primer grupo (A), se compone de estaciones altas y las más norteñas del Tacuarí y Yaguarón. En este grupo se destacan estaciones cuyas cuencas de drenaje son ocupadas



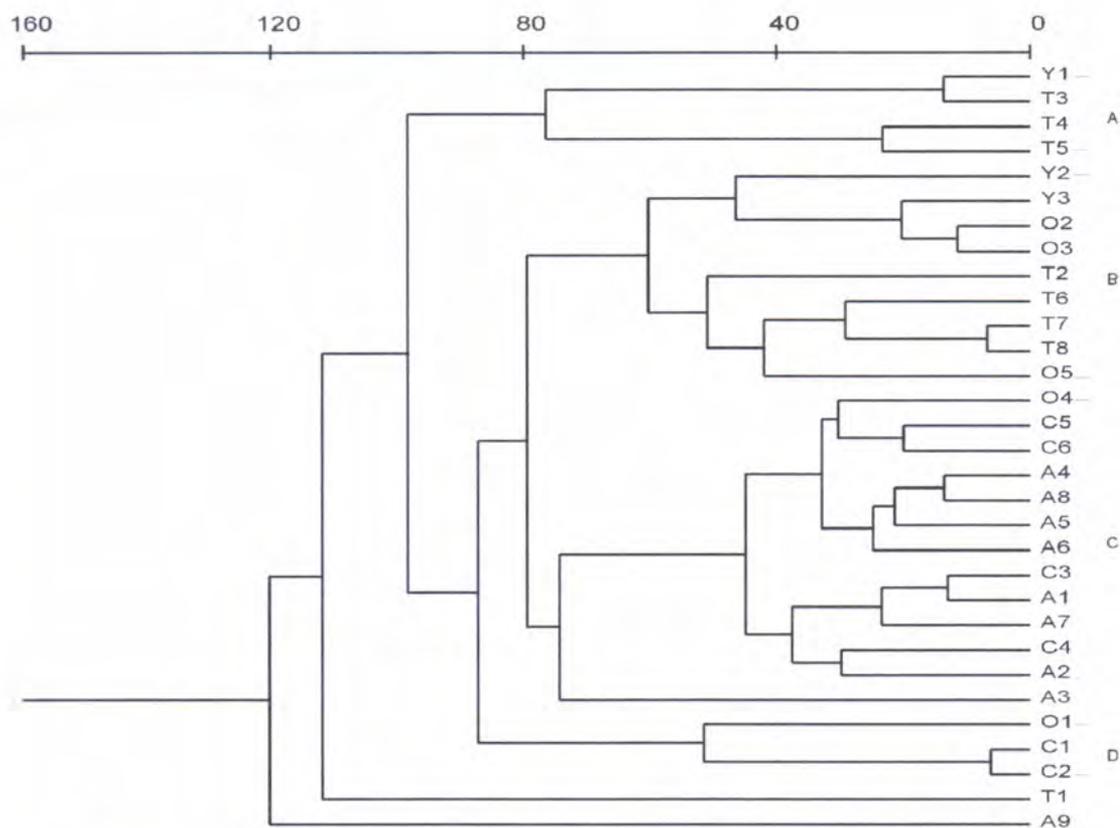


Fig. 7. Dendrograma de la matriz de atributos edafológicos. Coeficiente de distancia Euclidiana, método de agrupamiento UPGMA. Coeficiente de correlación cofenética 0.83.

Tabla 2. Resultados del CA con la matriz de datos edafológicos, valor propio y varianza explicada de cada componente (eje). Puntaje (score) de las variables con relación a los componentes.

SUELOS	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4	PESO
Valor propio	.8731	.7554	.6812	.4234	
% Varianza acumulada	20.8	38.8	55.0	65.2	
Argisol subeútrico.	-.7033	.2310	-.0686	.0193	50.70
Argisol/Planosol distríco	.8311	-.6856	.0122	.1687	14.00
Argisol/Planosol/Luvisol	.8646	-.7039	.0112	.1750	5.20
Brunosol eútrico mp	1.3346	-.0208	-1.5035	-.3502	209.80
Brunosol eútrico I	-.6670	.2590	-.1410	-.0109	20.70
Brunosol eútrico p	-.6974	.2392	-.0890	.0344	38.20
Brunosol eútrico/Vertisol rúptico	1.0115	-.7654	.0278	2.2975	6.70
Brunosol subeútrico mp	.6455	-1.0783	.5491	2.1815	29.10
Brunosol subeútrico s	-.8936	.4125	-.1379	.1544	564.70
Brunosol subeútrico I	-.8457	.4076	-.1813	.1502	10.50
Brunosol/Argisol subeútrico	-.6665	.1452	.0241	.0113	192.20
Fluvisol/Gleysol/Arenosol	1.0596	.0948	-1.2256	-.2193	342.70
Gleysol/Histosol/Arenosol	-.8944	.3738	-.0868	.1398	1.40
Gleysol haplico	-.8102	.4027	-.2088	.1258	.50
Inceptisol/Af rocoso, pedregosidad	.3664	-1.2006	.9528	-.3146	259.60
Litosol/Af rocoso, pedregosidad	-.8549	.3107	-.0238	-.0380	626.40
Luvisol melánico ar	2.2555	3.1738	2.1597	-.0266	111.00
Luvisol melánico fr	.9726	-.9590	.2064	3.0008	50.60
Luvisol ócrico ar	.9135	-.9692	.2942	2.2076	76.60
Luvisol/ Inceptisol úmbrico	.3416	-1.1225	.8900	-.7283	341.80
Planosol distríco	.9151	-.7327	.0062	.1785	5.40
Plan distríco/Arenosol ócrico	-.9337	.4178	-.1114	.2165	9.30
Planosol/Argisol subeútrico	-.7538	.2953	-.1126	.0788	13.00
Solod mel/Planosol subeútrico	-.3770	-.0431	-.0020	-.1503	4.10
Solod ócrico	.9135	-.7279	.0174	.1980	.20
Solonetz/Solod	.2231	-.1664	-.1632	.3830	16.10

principalmente por Fluvisoles heterotexturales + Gleysoles háplicos + Arenosoles ócricos, así como por Brunosoles eútricos de textura francosa (ver Apéndice II). Un segundo grupo (B) se conformó por estaciones del Olimar junto con las restantes y más sureñas del Tacuarí y Yaguarón. En este sector predominaron los Luvisoles úmbricos + Inceptisoles úmbricos, así como también Inceptisoles úmbricos + afloramientos rocosos y pedregosidad.

El grupo C, lo integraron principalmente estaciones del Cebollatí y Atlánticas que presentaron fundamentalmente Brunosoles subeútricos de texturas arenosa francosa y Litosoles subeútricos + afloramientos rocosos y pedregosidad. Asimismo, este último tipo de suelo es el que domina por excelencia en el último grupo (D), conformado por estaciones de zonas altas y rocosas del Cebollatí y Olimar.

Las estaciones Atlánticas A3 y A9, se diferenciaron nuevamente del resto, presentando exclusivamente Brunosoles subeútricos e Histosoles, respectivamente. También en este caso, la estación T1 se aleja de los demás grupos, al estar su cuenca de drenaje ocupada casi exclusivamente por Luvisoles melánicos.

Las diferencias en los coeficientes de distancia Euclidiana entre las estaciones fueron estadísticamente significativas para el factor cuenca ( $R=0.37$ ,  $p < 0.001$ ), pero para el factor orden del río no fueron significativas. Al igual que el caso anterior las diferencias significativas entre las estaciones de muestreo aumentó al considerar los dos factores simultáneamente ( $R=0.45$ ,  $p < 0.001$ ).

## VEGETACION

Las cuencas de drenaje de las estaciones se analizaron en relación a formaciones vegetales (compuestos por una combinación de distintos tipos de unidades vegetacionales) definidas fundamentalmente en base a criterios fisonómicos (Apéndice II). Estos permiten delimitar grandes unidades vegetales a partir de la correspondencia que presentan con la geomorfología, cuando no se cuenta con relevamientos florísticos y de estructura lo suficientemente detallados. Las 3 formaciones de mayor proporción promedio en toda el área de estudio fueron la pradera estival + bosque serrano, las comunidades litófilas + pradera estival + bosque serrano + bosque de quebrada, y por último la pradera invernal - estival + matorral serrano (ver Apéndice II). En la Tabla 3 se señala con un



asterisco aquellas unidades que presentaron un mayor gradiente espacial y tuvieron una mayor importancia en las relaciones de distancia entre las estaciones.

A través del dendrograma fue posible identificar 4 grupos muy similares a los encontrados en relación a las unidades geomorfológicas, como era de esperar (Fig. 8). En este caso, las estaciones del Tacuarí también se diferenciaron del resto de las estaciones, pero formando dos grupos (A y C). El primero (A), lo integraron los sectores más altos del río y se caracterizó por la presencia de pradera invernal – estival + matorral serrano y en menor medida por bosque fluvial + comunidades uliginosas. En el grupo C, al estar integrado por estaciones más bajas y consiguientemente contando con mayores superficies de drenaje, los porcentajes estuvieron más equilibrados entre un mayor número de formaciones vegetales.

Las estaciones del grupo B coincidieron exactamente con las del grupo A de geomorfología (Fig. 6). En estas, que predominan las sierras no rocosas y rocosas desde el punto vista geomorfológico, se aprecian fundamentalmente formaciones de pradera estival + bosque serrano, y comunidades litófilas + pradera estival + bosque serrano + bosque de quebrada.

En el grupo D, se distinguen nuevamente las mismas estaciones altas del Cebollatí (de sierras rocosas) con comunidades litófilas + pradera estival + bosque serrano. Asimismo, se diferencian las estaciones A9 cuya cuencas de drenaje está exclusivamente ocupada por comunidades uliginosas, la A3 por pradera estival + bosque serrano, y la Y1 mayoritariamente integrada por bosque fluvial + comunidades uliginosas (ver Apéndice II).

Las diferencias entre las cuencas fueron estadísticamente significativas ( $R= 0.34$ ,  $p< 0.001$ ), no se observó lo mismo con relación al orden. Las diferencias aumentan al considerar los dos factores conjuntamente en un diseño anidado ( $R=0.45$ ,  $p<0.01$ ).

## USO DEL SUELO

En términos generales, el uso del territorio de las cuencas estudiadas, al igual que el resto del país, corresponde mayoritariamente a la explotación ganadera (Apéndice II). Relacionado con estas características la prueba del ANOSIM con estos atributos no fue significativa tanto para el factor cuenca como para orden. Cabe resaltar que el uso del



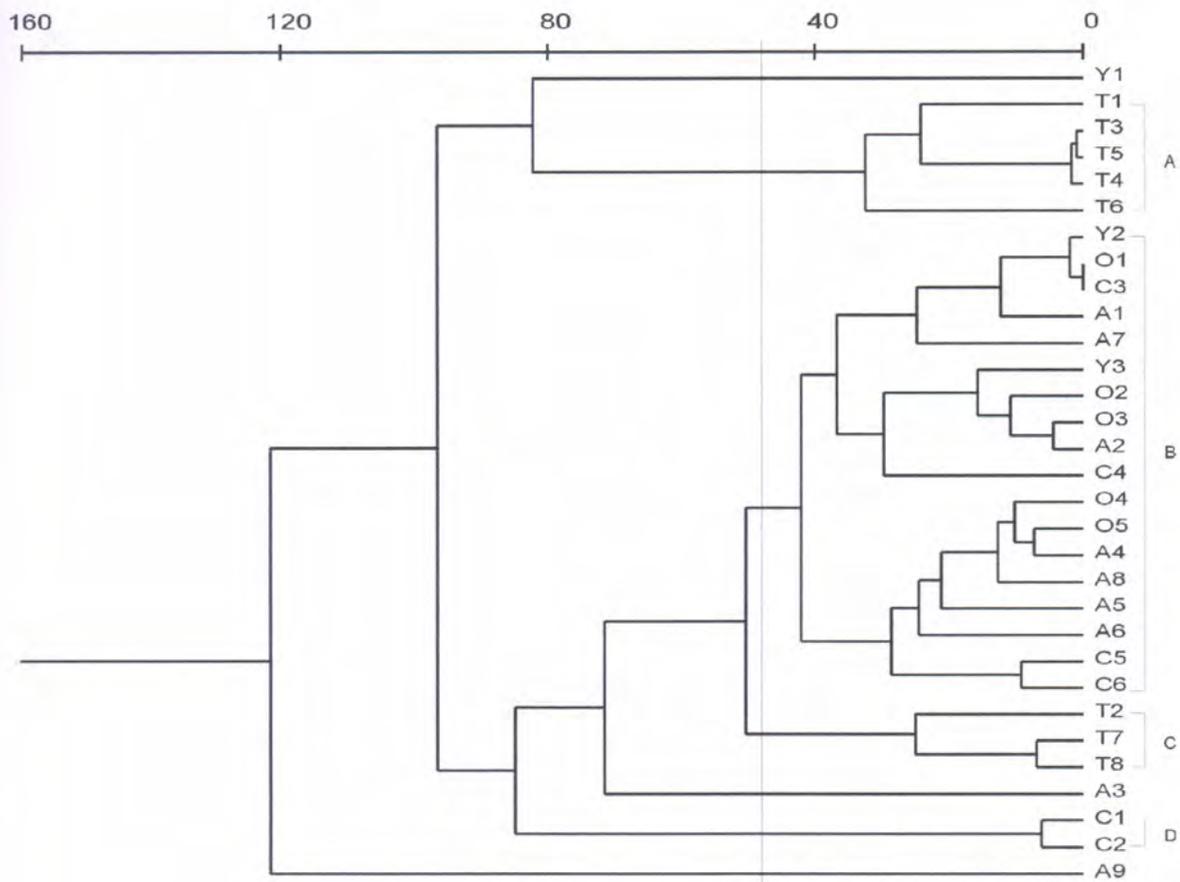


Fig. 8. Dendrograma de la matriz de atributos vegetacionales. Coeficiente de distancia Euclidiana, método de agrupamiento UPGMA. Coeficiente de correlación cofenética 0.90.

Tabla 3. Resultados del PCA con la matriz de datos vegetacionales, valor propio y varianza explicada de cada componente (eje). Puntaje (score) de las variables con relación a los componentes. El asterisco indica las variables más relacionadas con el componente 1 y 2.

VEGETACION	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4
Valor propio	.4908	.2306	.1413	.0744
% Varianza acumulada	49.1	72.1	86.3	93.7
Bosq fluvial/com uliginosas *	.6475	.0329	-.0324	.6726
Cultivos y rastrojos	.0666	-.1344	.0770	.2886
Com lit/Prad est/Bosq serrano *	-.7238	.6678	-.1532	-.0596
Com uliginosas paludosas	.0972	.0030	.9493	-.2692
Pradera estival	.2094	-.1173	.0041	.2121
Pradera estival/Bosque serrano *	-.6442	-.7021	-.2389	-.1347
Pradera invernal	-.1489	-.0651	.0559	.2062
Pradera inv-est/Matorral serrano *	.9172	.1062	-.2859	-.2540
Pradera inv/Matorral serrano	-.1604	-.3024	.1044	.3412

suelo corresponde básicamente a información satelital de 1996, por lo que no puede considerarse estrictamente actualizada, lo que especialmente se destaca para el caso de la forestación, observándose numerosas implantaciones recientes particularmente en sectores altos de la cuenca Atlántica.

Dentro de la gran homogeneidad observada fue posible identificar dos 2 grupos en el análisis de agrupamiento (Fig. 9) como en el PCA, donde el tipo de ganadería y la conservación de bañado y bosques fluviales fueron los principales factores condicionantes de la escasa heterogeneidad espacial (Tabla 4). El primer grupo (A) reúne a la mayoría de estaciones (20) de zonas altas e intermedias, sin distinción de cuenca, en las cuales la ganadería predomina por excelencia (ver Apéndice II).

El segundo grupo (B) lo componen estaciones más bajas de las cuencas y/o más próximas a zonas pobladas donde se registra un mayor uso del suelo. La ganadería extensiva promedio en este grupo se complementa con otras actividades como la ganadería intensiva mixta, sistema arrocero ganadero, forestación y arroz intensivo. Se destacan en este grupo, las estaciones T8 (baja del Tacuarí) por presentar la mayor ocupación del área de drenaje por arroz intensivo (en comparación con el resto de las estaciones), y la A5 (baja del arroyo Garzón) con la ocupación más alta de forestación y ganadería intensiva mixta. Por otra parte, las estaciones intermedias T6 y C5, presentan los mayores valores de utilización de sistemas arroceros ganaderos (ver Apéndice II).

Las estaciones T5 (ciudad de Melo) y C6 (desembocadura del Cebollatí), aunque se agrupan a un nivel de corte mayor al utilizado, ambas presentan ganadería intensiva mixta y la última adicionalmente, presenta arroz intensivo, forestación y represas. Las estaciones más distintas del resto, nuevamente fueron la A9 e Y1, conservando sus cuencas de drenaje sin mayores alteraciones, la primera con bañado y la segunda con bosque fluvial.



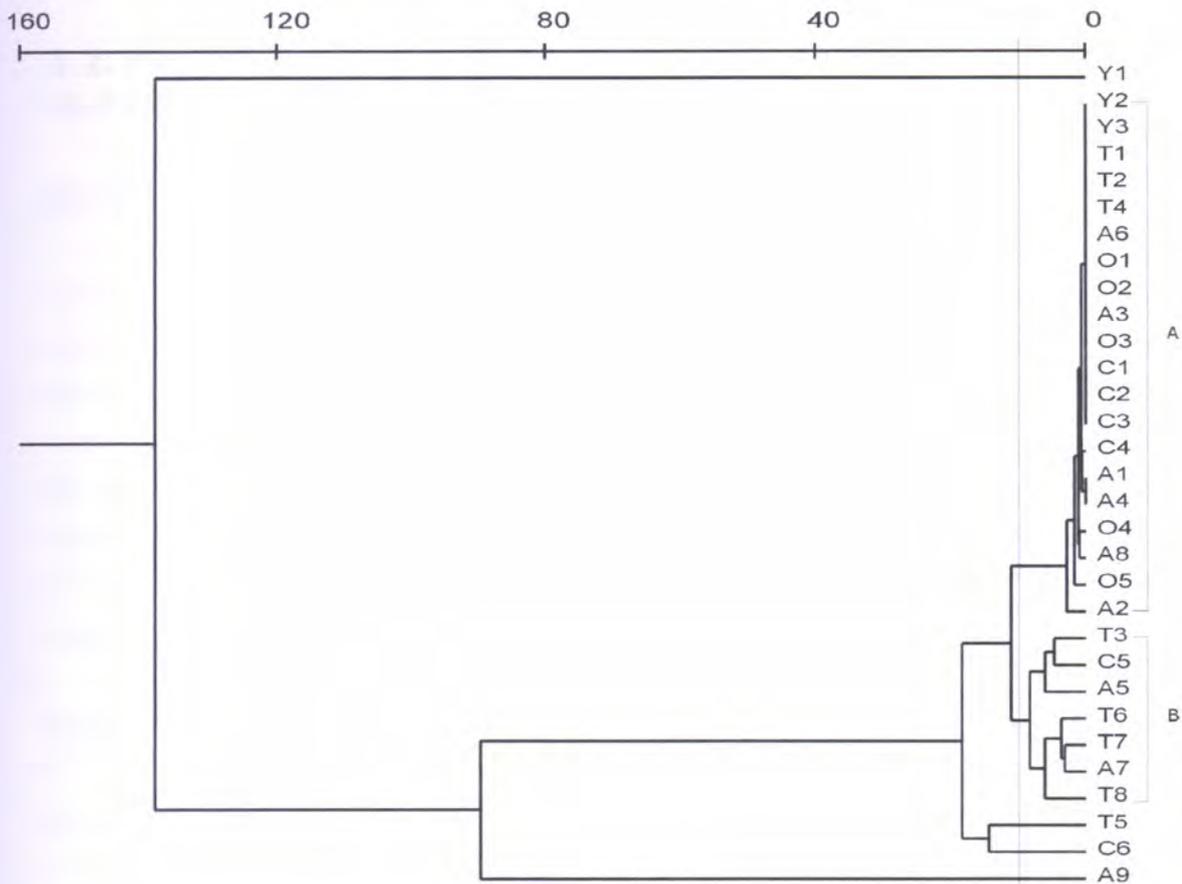


Fig. 9. Dendrograma de la matriz de atributos uso del suelo. Coeficiente de distancia Euclidiana, método de agrupamiento UPGMA. Coeficiente de correlación cofenética 0.99.

Tabla 4. Resultados del PCA con la matriz de datos uso del suelo, valor propio y varianza explicada de cada componente (eje). Puntaje (score) de las variables con relación a los componentes.

USO SUELO	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4
Valor propio	.7710	.1996	.0247	.0033
% Varianza acumulada	77.1	97.1	95.5	99.9
Arroz intensivo	-.0053	-.0081	.0925	.2520
Bañado	.3604	.9216	-.1407	-.0287
Bosque fluvial	.9086	-.4080	-.0868	-.0187
Forestación	-.0531	-.0053	.3235	-.1011
Ganadería	-.9819	-.1727	-.0751	-.0160
Ganadería intensiva mixta	.0049	.0395	.9827	-.1718
Represa	.0267	.0253	.3753	.7251
Sistema arrocero ganadero	.0208	.0169	.3844	.9086

## 3.2. PRINCIPALES CARACTERISTICAS LOCALES DE LOS PUNTOS DE MUESTREO SELECCIONADOS

### ESTRUCTURA DEL HABITAT

Para examinar más fácilmente la estructura del hábitat de las estaciones se consideraron de forma independiente, las características del cauce, de la vegetación acuática presente, del sector marginal (hasta 5 m. del borde) y del entorno (desde los 5 m. del borde) (Apéndice II). En términos generales, las relaciones de disimilitud entre las estaciones de acuerdo a las diferentes matrices consideradas, no estuvieron estadísticamente asociadas. Solamente entre las matrices de sector marginal y entorno ( $r=0.41$ ,  $t=5.59$ ,  $p<0.0001$ ), y entre entorno y calidad del agua ( $r=0.16$ ,  $t=1.78$ ,  $p<0.05$ ), se registró el comportamiento inverso.

### CAUCE

En relación al cauce se consideraron los siguientes atributos: ancho, morfología, orden, y tipos de sustrato. Los análisis multivariados permitieron identificar grupos asociados a los tramos u ordenes estudiados. En los resultados del PCA (Tabla 5) es notoria la variación horizontal desde las nacientes hacia la desembocadura, donde a medida que aumenta el ancho del curso (componente 1) disminuyen las fracciones gruesas del sustrato, incrementándose la proporción de limo+arcilla. Como era de esperar de acuerdo al marco teórico, el orden estuvo estrechamente relacionado a la conformación del segundo componente. El primer grupo (A) del dendrograma de la Fig. 10, se constituyó fundamentalmente de estaciones de los sectores altos de las cuencas del Yaguarón, Olimar, Cebollatí y Atlántica, y por 2 estaciones de sectores intermedios del Tacuarí. Un segundo grupo (B) lo formaron estaciones más características de sectores intermedios, y el tercer grupo (C) lo integraron estaciones de sectores bajos.

Desde el grupo A hasta el C se observó un gradiente ascendente en los valores de ancho del cauce, orden del curso y presencia de arena en el fondo del cauce. En referencia al ancho del cauce, el grupo A presentó valores entre 1-20 m., alcanzándose anchos de más de 100 m. en el grupo C (ver Apéndice II). El promedio de los órdenes de los cursos en las estaciones varió entre 2 y 5 desde el grupo A al C y el promedio de los valores de arena aumentó desde 0 (ausente) en el A, hasta 3-4 (abundante / muy abundante) en el C.



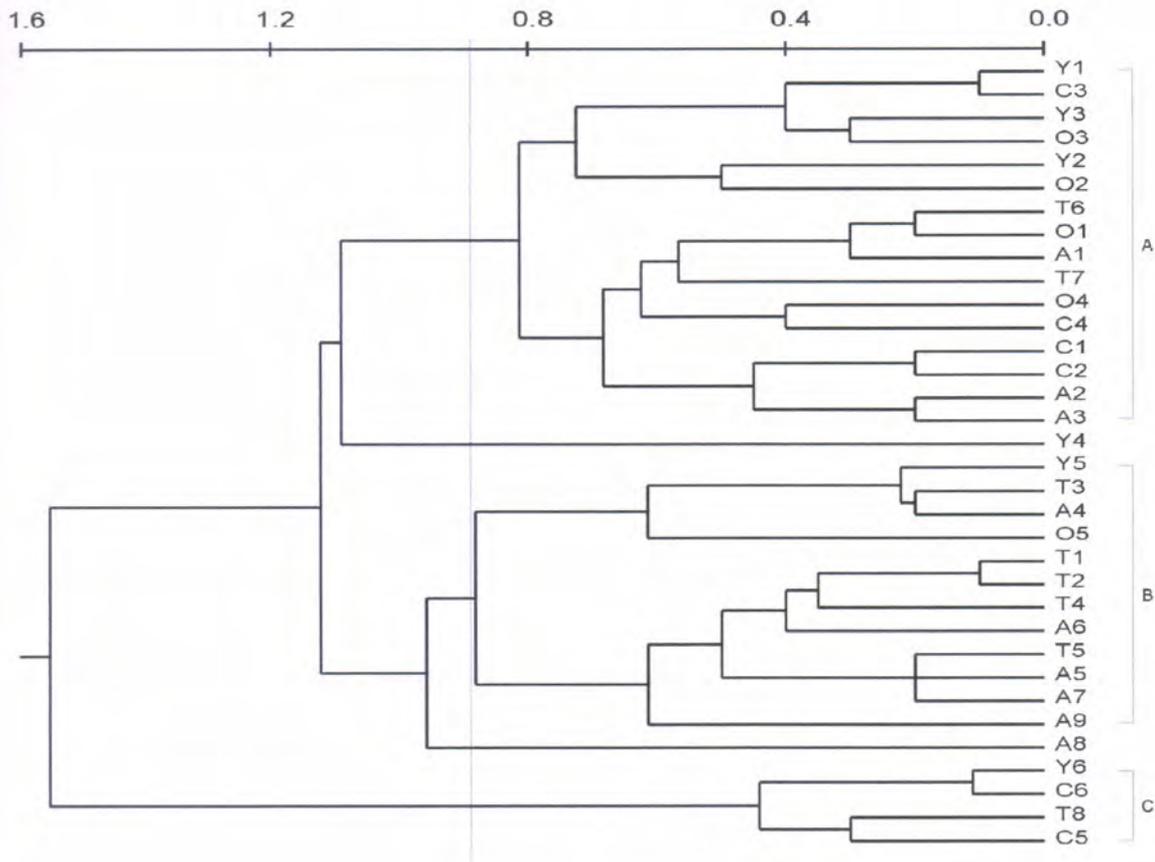


Fig. 10. Dendrograma de la matriz de atributos del cauce. Coeficiente de distancia Manhattan, método de agrupamiento UPGMA. Coeficiente de correlación cofenética 0.76.

Tabla 5. Resultados del PCA con la matriz de datos del cauce, valor propio y varianza explicada de cada componente (eje). Puntaje (score) de las variables con relación a los componentes.

CAUCE	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4
Valor propio	.4321	.1947	.1499	.1097
% Varianza acumulada	43.2	62.7	77.7	88.6
Ancho	.8054	.2300	-.1020	.5353
Morfología	.6855	-.1177	-.3518	-.2559
Limo + Arcilla	.8323	-.4001	-.0305	-.2334
Arena	-.3225	.7235	-.5636	-.1074
Rocas	-.3535	-.1195	-.3250	.2740
Piedras	-.7078	-.1787	.4649	.4181
Madera	-.4481	.3564	.0007	-.0082
Hojas	-.3717	.2721	-.2591	-.0545
Orden	.3603	.6525	.6270	-.2023

La ocurrencia de rocas, piedras y acumulación de madera, inversamente, exhibió valores promedio descendentes entre el grupo A y C (rocas, entre 1 y 0; piedras, entre 3 y 0; madera, entre 1 y 0) y la acumulación de hojas solamente fue registrada en el grupo A.

Las estaciones de los grupos B y C tuvieron una morfología con ausencia de rápidos en todos los casos, mientras que la gran mayoría de las estaciones del grupo A presentaron rápidos y pozones.

A diferencia de las matrices antes consideradas y como era de esperar, en este caso las diferencias estadísticamente significativas estuvieron asociadas al factor orden ( $R=0.41$ ,  $p<0.001$ ) y no al factor cuenca.

## VEGETACION ACUATICA

La vegetación acuática fue evaluada en términos de formas de vida: emergente, flotante enraizada o libre, sumergida y por último se consideró la abundancia de algas adheridas. En términos generales, los sitios muestreados no presentaron una extensa cobertura de vegetación acuática, registrándose una relación directa entre las diferentes formas de vida de las hidrófitas, las cuales contribuyeron de forma importante a la conformación del primer componente del PCA (Tabla 6). Las algas adheridas en cambios se relacionaron directamente al componente II.

Los análisis de agrupamiento permitieron identificar cinco grupos diferentes (Fig. 11). El primero (A) con el mayor número de estaciones (23), uno de 5 estaciones (B) y 3 pequeños (C, D, E) de 2 estaciones cada uno. El grupo A, consistió prácticamente de la totalidad de las cuencas del Yaguarón, Olimar, Cebollatí y Atlántica, y de 2 estaciones del Tacuarí (T5, de la ciudad de Melo y T7). Este grupo, a su vez, se conformó de dos subgrupos, dentro de los cuales las estaciones presentaron características idénticas entre sí. Este gran grupo se destacó por presentar escasa vegetación acuática. La vegetación emergente se registró en casi todas las estaciones pero de forma escasa. Las flotantes fijas y algas adheridas fueron aún menos frecuentes, registrándose su presencia en muy pocas estaciones del grupo.

El grupo B, conformado por estaciones más bajas, presentó mayor cobertura vegetal acuática que el grupo A y se observaron en este todos los tipos de vegetación evaluadas (excepto algas adheridas) en un rango de valores entre escaso y frecuente. El tipo de



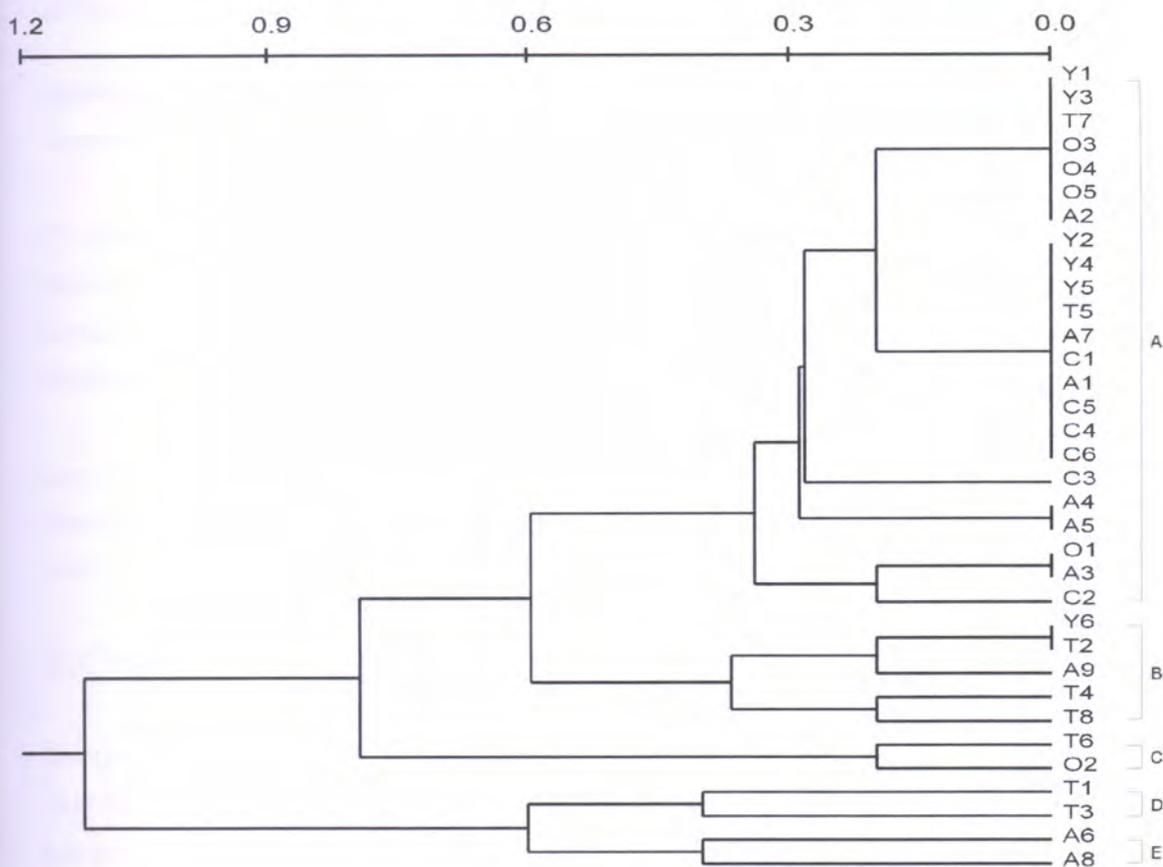


Fig. 11. Dendrograma de la matriz de atributos de plantas acuáticas y algas. Coeficiente de distancia Manhattan, método de agrupamiento UPGMA. Coeficiente de correlación cofenética 0.90.

Tabla 6. Resultados del PCA con la matriz de datos plantas acuáticas y algas, valor propio y varianza explicada de cada componente (eje). Puntaje (score) de las variables con relación a los componentes.

MACROFITAS	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4
Valor propio	.5601	.2237	.1422	.0556
% Varianza acumulada	56.0	78.4	92.6	98.2
Emergentes	.8858	.0702	.4270	.1674
Flotantes enraizadas	.7898	-.3360	-.4993	.1186
Sumergidas	.8552	.2804	-.0349	-.4280
Flotantes libres	.4308	-.1035	-.0227	-.3648
Algas adheridas	.0507	.9428	-.2885	.1564

vegetación predominante en este grupo fueron las flotantes enraizadas, registrando valores promedio de abundancia frecuente (ver Apéndice II).

El grupo C se destacó por la presencia de algas adheridas, en el D se registraron abundancias frecuentes de emergentes, enraizadas flotantes y sumergidas, y el E presentó abundantes emergentes, escasas enraizadas flotantes y sumergidas, así como también escasas flotantes libres (ver Apéndice II).

Las pruebas del ANOSIM no permitieron encontrar diferencias estadísticamente significativas para el factor cuenca y el factor orden considerados individualmente, pero sí en conjunto ( $R=0.30$ ,  $p<0.01$ ).

## SECTOR MARGINAL

Dentro de los descriptores del sector marginal (Apéndice II) los atributos que contribuyeron en mayor medida a la ordenación de la estaciones de muestreo fueron el bosque nativo, la vegetación herbácea y raíces expuestas, y por último el bosque exótico (Tabla 7). Es interesante destacar como la abundancia del bosque nativo así como de raíces expuestas en el margen, están inversamente relacionadas con la vegetación herbácea en el componente 1. Al igual que en el PCA, en el análisis de agrupamiento se identificaron 3 grupos (Fig. 12), el primero (A) estuvo constituido por 16 estaciones, entre las que se encuentran la mayoría de las del Yaguarón, todas la del Olimar, estaciones intermedias del Cebollatí y Tacuarí, y 2 Atlánticas. Este grupo se caracterizó por presentar abundante bosque nativo, escasa presencia de raíces expuestas en los márgenes y predominancia de pendientes moderadas en los bordes. El bosque nativo aislado así como el bosque exótico estuvieron totalmente ausentes en este grupo y la presencia de vegetación herbácea fue escasa, observándose únicamente en 3 de las 16 estaciones.

El segundo grupo (B) lo integraron 10 estaciones, mayoritariamente de la cuenca del Tacuarí y Cebollatí. Estas, a diferencia de las del grupo (A), presentaron menor proporción de bosque nativo, en algunas se observó la presencia de escasos árboles nativos aislados y una mayor frecuencia de vegetación herbácea. En este grupo también predominó la escasa pendiente.

El último grupo (C), conformado por las estaciones C1, A7 y A9 se distingue por la presencia muy abundante de vegetación herbácea. Por último, las estaciones T2, T5 y



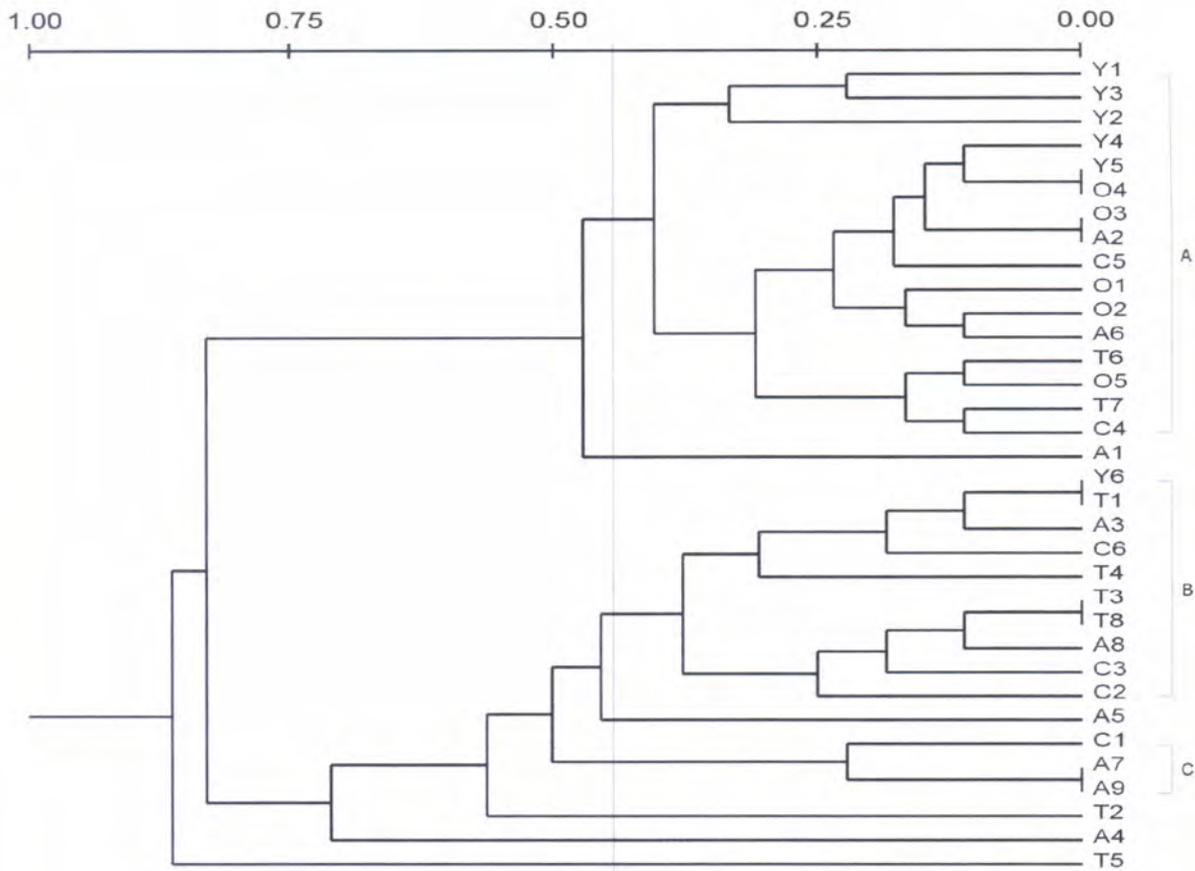


Fig. 12. Dendrograma de la matriz de atributos del sector marginal. Coeficiente de distancia de Manhattan, método agrupamiento UPGMA. Coeficiente de correlación cofenética 0.78.

Tabla 7. Resultados del PCA con la matriz de datos del sector marginal, valor propio y varianza explicada de cada componente (eje). Puntaje (score) de las variables con relación a los componentes.

MARGEN	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4
Valor propio	.6828	.1254	.0503	.0486
% Varianza acumulada	68.3	80.8	85.8	90.7
Bosque nativo	-.8846	-.4396	-.0084	.0854
Bosque nativo aislado	.5852	.0311	.4951	.5577
Bosque exótico	.1149	.3064	.1694	.2344
Bosque exótico aislado	.2317	.4746	.4615	.4824
Vegetación herbácea	.9397	-.3329	-.0503	.0261
Raíces expuestas	-.7858	-.0890	-.0076	.0408
Fuerte pendiente	.1407	.4590	-.6033	.1166
Escasa pendiente	.0875	-.1904	.5886	-.6607
Moderada pendiente	-.2616	-.0141	-.2864	.5940

A4 se diferenciaron del resto de los grupos por presentar mayor proporción de vegetación exótica aislada (ver Apéndice II).

Los factores considerados en la prueba ANOSIM (cuenca y orden por separado) no fueron estadísticamente significativos. Sin embargo los pares de cuenca Yaguarón - Tacuarí, Tacuarí - Olimar, Olimar - Cebollatí presentaron diferencias estadísticamente significativas con esta matriz de atributos ( $R=0.30$ ,  $p<0.05$ ;  $R=0.39$ ,  $p<0.02$ ;  $R=0.43$ ,  $p<0.02$ , respectivamente). La prueba de ANOSIM con dos factores simultáneamente permitió una mejor clasificación de las estaciones ( $R=0.44$ ,  $p<0.02$ ).

## ENTORNO

Los descriptores más relevantes del entorno de los cursos de las estaciones de muestreo fueron el bosque nativo, el bosque exótico y la vegetación herbácea (Tabla 8). Al igual que en el caso anterior se observó una relación inversa entre la vegetación arbórea nativa y la herbácea en el componente 1, el cual podría estar reflejando el grado de conservación del entorno.

El agrupamiento de estaciones al igual que el PCA, distinguió dos grupos principales (Fig. 13). En el primero (A) se agruparon estaciones altas del Yaguarón, Tacuarí, Cebollatí y la mayoría de las Atlánticas. Este grupo se caracterizó por una presencia escasa de bosque nativo en la mayoría de sus estaciones, algunas presentaron árboles nativos aislados y abundante vegetación herbácea. La escasa pendiente predominó en estas estaciones, aunque algunas presentaron pendientes moderadas o fuertes. Algunas estaciones registraron bosque exótico (en forma escasa) o árboles exóticos aislados (en forma escasa).

El segundo grupo (B) lo integraron estaciones intermedias y bajas del Yaguarón, Tacuarí y Cebollatí, la totalidad de las estaciones del Olimar y 3 estaciones Atlánticas. En general, este grupo se caracterizó por la presencia de abundante bosque nativo, una escasa presencia de vegetación herbácea y escasa pendiente (algunas con pendiente moderada). En la totalidad de estas estaciones se observó ausencia de bosque exótico, árboles exóticos aislados y árboles nativos aislados. Las estaciones T5 y A4 que no se asociaron a ningún grupo, presentaron mayor abundancia de bosque exótico aislado, mientras que la C4 que también se diferenció del resto, se caracterizó por presentar abundante bosque nativo aislado y muy abundante vegetación herbácea (ver Apéndice II).



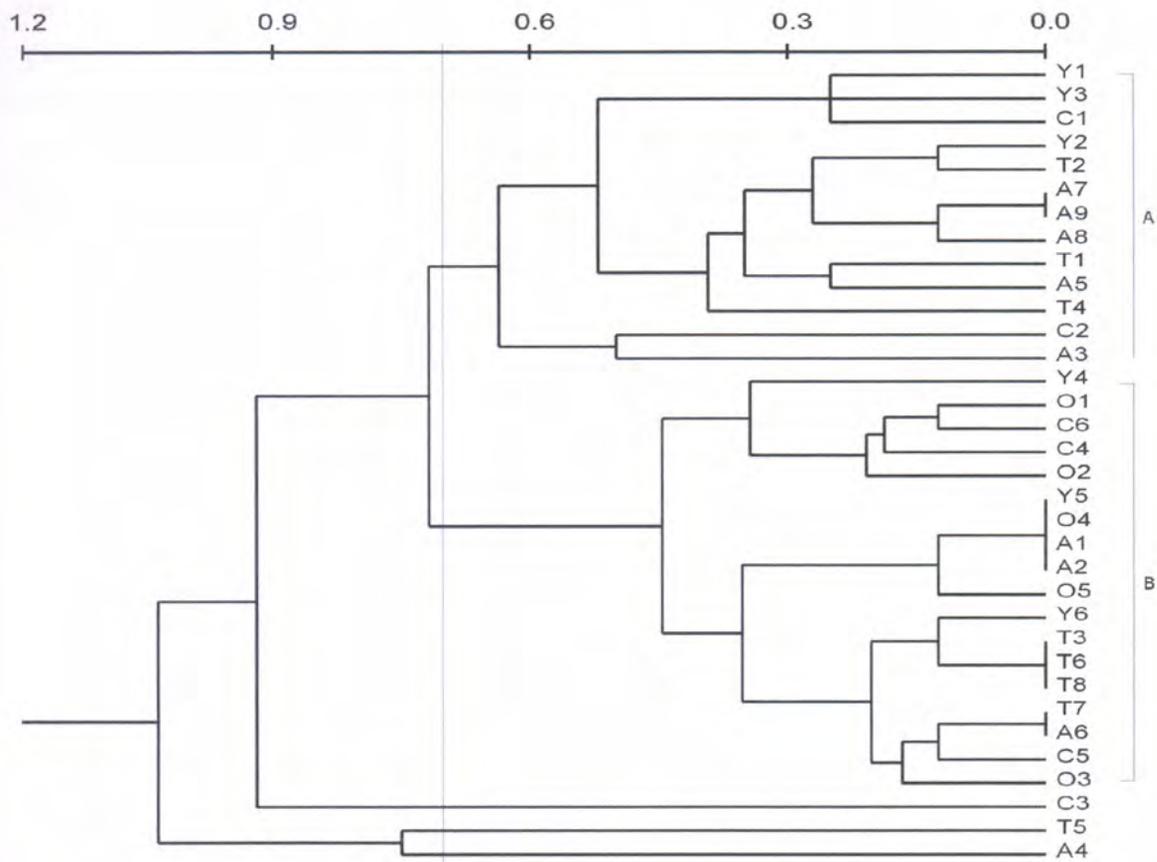


Fig. 13. Dendrograma de la matriz de atributos del entorno de la estación de muestreo. Coeficiente de distancia Manhattan, método de agrupamiento UPGMA. Coeficiente de correlación cofenética 0.78.

Tabla 8. Resultados del PCA con la matriz de datos del entorno de la estación de muestreo, valor propio y varianza explicada de cada componente (eje). Puntaje (score) de las variables con relación a los componentes.

ENTORNO	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4
Valor propio	.5880	.1718	.1028	.0589
% Varianza acumulada	58.8	76.0	86.3	92.1
Bosque nativo	-.8620	-.4750	.0541	-.1244
Bosque nativo aislado	.3662	.1229	.8266	-.3856
Bosque exótico	.2500	.4407	-.1194	.0254
Bosque ex aislado	.1606	.7421	.2240	-.0991
Vegetación. herbácea	.9204	-.3800	-.0421	-.0462
Fuerte pendiente	.0526	-.0041	.0930	-.1640
Escasa pendiente	-.0655	.2779	-.6532	-.6194
Moderada pendiente	-.1086	-.3267	.5438	.7010

Las diferencias observadas entre las cuencas y los órdenes aisladamente no fueron, en general, estadísticamente significativas. Sin embargo los pares de cuenca Tacuarí - Olimar, Tacuarí - Cebollatí, Cebollatí - Atlántica presentaron diferencias estadísticamente significativas ( $R=0.32$ ,  $p<0.02$ ;  $R=0.27$ ,  $p<0.05$ ;  $R=0.20$ ,  $p<0.05$ , respectivamente). Al igual que todos los casos anteriores, las diferencias entre las estaciones de muestreo considerando los dos factores simultáneamente fueron estadísticamente significativas ( $R=0.48$ ,  $p<0.001$ ).

## CALIDAD DE AGUA

En términos generales, los cursos analizados presentaron valores de pH cercanos a la neutralidad o básicos (entre 6.0 y 9.0) y temperaturas entre 20 y 30 °C. Los niveles de oxígeno disuelto variaron entre 2.6 y 14.8 mg/l, y la alcalinidad y conductividad entre 22 - 158 mg/l y entre 40 - 240  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente. Estas dos últimas variables presentaron una estrecha correlación ( $r_s=0.51$ ;  $p<0.01$ ), sugiriendo un predominio del carbonato y bicarbonato entre los aniones. Los tenores de nutrientes oscilaron entre niveles indetectables hasta concentraciones de 1.0 mg/l de amonio, 2.0 mg/l de nitrato y 0.6 mg/l de ortofosfato. Por último, las lecturas del miniSecchi se ubicaron en un rango entre 12 y 60 cm. ( ver Apéndice II).

Los análisis exploratorios (Fig.14) permitieron identificar 3 grupos de estaciones. Las diferencias en los atributos de calidad de agua fueron estadísticamente significativos entre la cuenca del Tacuarí con las del Cebollatí y Atlántica, y entre el par Yaguarón - Atlántica ( $R=0.20$ ,  $p<0.05$ ;  $R=0.20$ ,  $p<0.05$ ;  $R=0.27$ ,  $p<0.01$ , respectivamente). En general, no se observaron agrupamientos evidentes de estaciones por cuencas o por zonas altas o bajas, sino una combinación de estos dos factores ( $R=0.33$ ,  $p<0.05$ ). El grupo (A) que nucleó al mayor número de estaciones (18), lo integraron preferentemente zonas intermedias y bajas aunque también estuvieron presentes algunas estaciones de sectores altos. Este grupo presentó un promedio de oxígeno disuelto levemente inferior al de los otros 2 grupos (6.8 mg/l), niveles de alcalinidad y conductividad intermedias (80.2 mg/l y 130  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente) y niveles medios de nutrientes (0.06 mg/l amonio, 0.08 mg/l nitrato, 0.06 mg/l de ortofosfato) con respecto a los 2 grupos restantes.

El grupo (B) lo constituyeron algunas estaciones altas de los ríos Yaguarón y Cebollatí (órdenes 1 y 2) y estaciones de tercer orden de la cuenca Atlántica. Este conjunto registró un valor promedio mayor de oxígeno disuelto que el grupo A (7.6 mg/l) y los



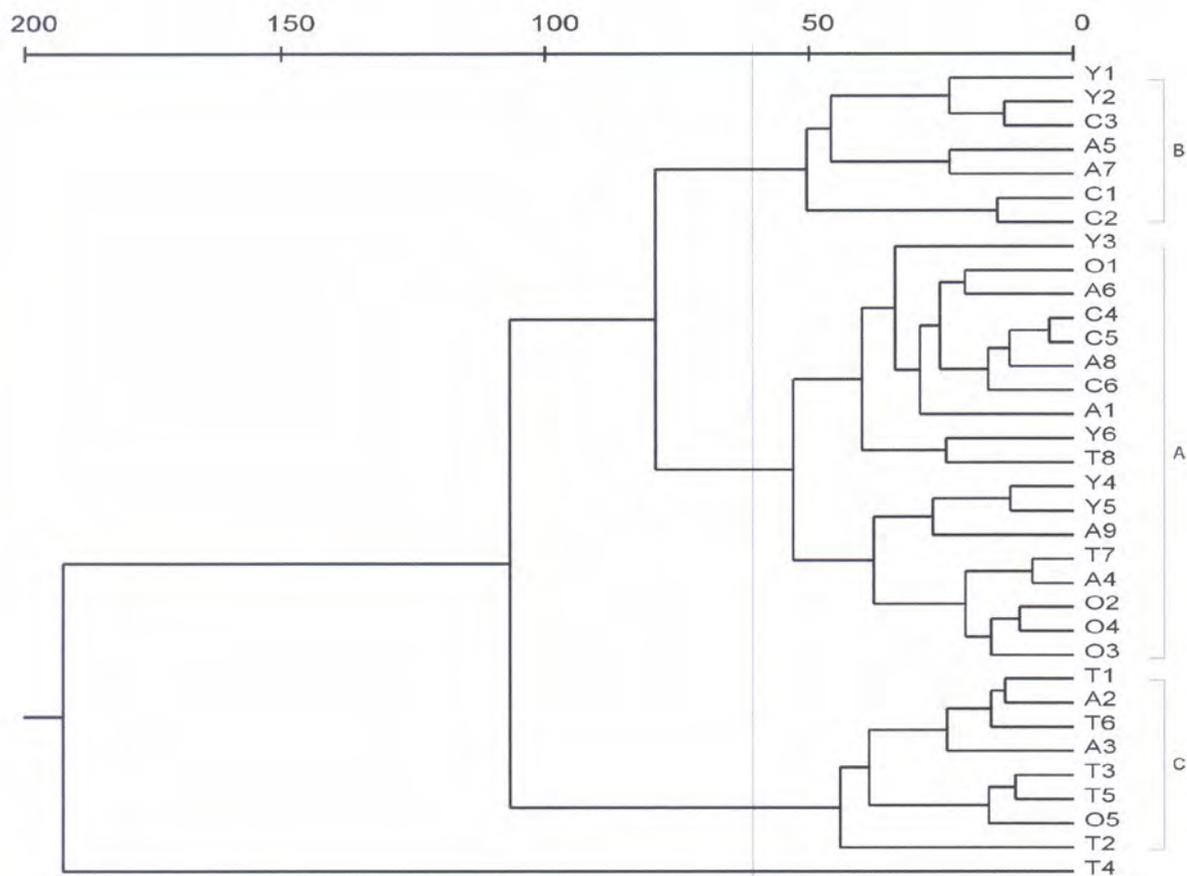


Fig.14. Dendrograma de la matriz de calidad de agua. Coeficiente de distancia Euclidiana, método de agrupamiento UPGMA. Coeficiente de correlación cofenética 0.76.

Tabla 9. Resultados del PCA con la matriz de calidad de agua, valor propio y varianza explicada de cada componente (eje). Puntaje (score) de las variables con relación a los componentes.

CALIDAD AGUA	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4
Valor propio	.3226	.2231	.1608	.1096
% Varianza acumulada	32.3	54.6	70.6	81.6
Temperatura	.5415	.4628	-.3217	.1747
pH	.6182	-.5898	-.1185	.1557
Oxígeno disuelto	.2982	-.6900	.4056	.2671
Alcalinidad	.7851	-.1285	-.4364	-.2580
Conductividad	.8520	-.0447	-.3304	-.1569
Amonio	.4722	.1729	.2252	.7415
Nitrato	.5069	.4229	.6565	-.1349
Ortofosfato	.5042	.6384	.4177	-.2357
Mini Secchi	.2461	-.5816	.4661	-.3735

valores menores de alcalinidad y conductividad (43.7 mg/l y 70  $\mu$ S/cm, respectivamente). A su vez, fue el grupo de estaciones que presentó los valores más bajos o indetectables con la metodología empleada de nutrientes (0.02 mg/l amonio, 0.04 mg/l nitrato, indetectables de ortofosfato) y mayor transparencia del agua (cercana a los 40cm) (ver Apéndice II).

El último grupo (C), lo constituyeron gran parte de estaciones del Tacuarí (todas de orden 2 excepto T6 de orden 3), una del Olimar y dos Atlánticas. En este grupo se observaron los mayores valores promedio de la mayoría de las variables estudiadas (temperatura 27.3 °C, pH entre 7.5 y 8.0, alcalinidad 124.8 mg/l, conductividad 210  $\mu$ S/cm, amonio 0.2 mg/l, nitrato 0.4 mg/l, ortofosfato 0.2 mg/l, transparencia 44 cm). El valor promedio de oxígeno disuelto en este grupo fue también elevado (8.1 mg/l) (ver Apéndice II).

La estación T4 difirió del resto de las estaciones por presentar los valores más altos de alcalinidad (200 mg/l) y de conductividad (290  $\mu$ S/cm), así como tenores indetectables de nutrientes con la metodología empleada (ver Apéndice II).

Las relaciones de las variables con los componentes principales (Tabla 9) indican nuevamente la variación horizontal típica de estos sistemas. En el componente 1 se puede apreciar como a medida que aumenta la temperatura aguas abajo, el curso de agua adquiere una mayor reserva alcalina y por tanto mayores valores de conductividad y pH. El componente 2 refleja cambios asociados de la transparencia y oxígeno disuelto en forma inversa al aumento de nutrientes. Nuevamente queda de manifiesto otro de los gradientes horizontales, con mayor transparencia y oxígeno disuelto aguas arriba y mayor concentración de fósforo aguas abajo. Por último las formas inorgánicas disueltas de nitrógeno se relacionaron a los ejes 3 y 4.



### 3.3.COMUNIDAD DE PECES

#### ANALISIS UNIVARIADOS

Se lograron identificar 67 taxas de peces en las 34 estaciones muestreadas (Tabla 10). El 87% de los mismos fue posible identificarlo a nivel genérico y el 37% a nivel específico. Una proporción importante de las especies pueden representar los primeros registros para el Uruguay, y algún caso particular puede tratarse de especies nuevas para la ciencia. Hay que tener en cuenta que el muestreo realizado constituye la única colección existente para gran parte de los sitios. El proceso de identificación continua en la actualidad con el apoyo de investigadores del Museo Nacional de la Plata y Porto Alegre. Si bien en el momento de la publicación se espera contar con la casi totalidad de especies identificadas esto no modificará los resultados aquí expuestos. Por último, en aquellos casos que no se pudo llegar a nivel genérico todos los ejemplares correspondieron a una única morfología.

Los valores de riqueza, diversidad y equidad variaron entre 3-21, 0.34-2.56 y 0.11-0.91, respectivamente (Fig. 12). El ANOVA de una vía permitió distinguir diferencias significativas en los valores de riqueza entre cuencas ( $F=8.25$ ,  $p<0.001$ ). La cuenca que presentó mayor riqueza de especies fue la del río Tacuarí (con una media de 18 especies), seguida por la del Yaguarón (16), Cebollatí (13) y Atlántica (9). Cuando se comparó la totalidad de la Cuenca Laguna Merín con la Atlántica, también se observaron diferencias significativas ( $F=14.19$ ,  $p<0.001$ ) entre cuencas. El valor medio de riqueza de la Cuenca Laguna Merín fue de 15 especies, mientras que el correspondiente a la Cuenca Atlántica fue de 9 especies.

El análisis de la riqueza según el gradiente horizontal (nacientes – desembocadura) de los ríos considerados, indicó diferencias marginalmente significativas ( $F=2.25$ ,  $p=0.08$ ) a lo largo de dicho gradiente, observándose los valores más altos de riqueza en los órdenes altos (4 y 6).

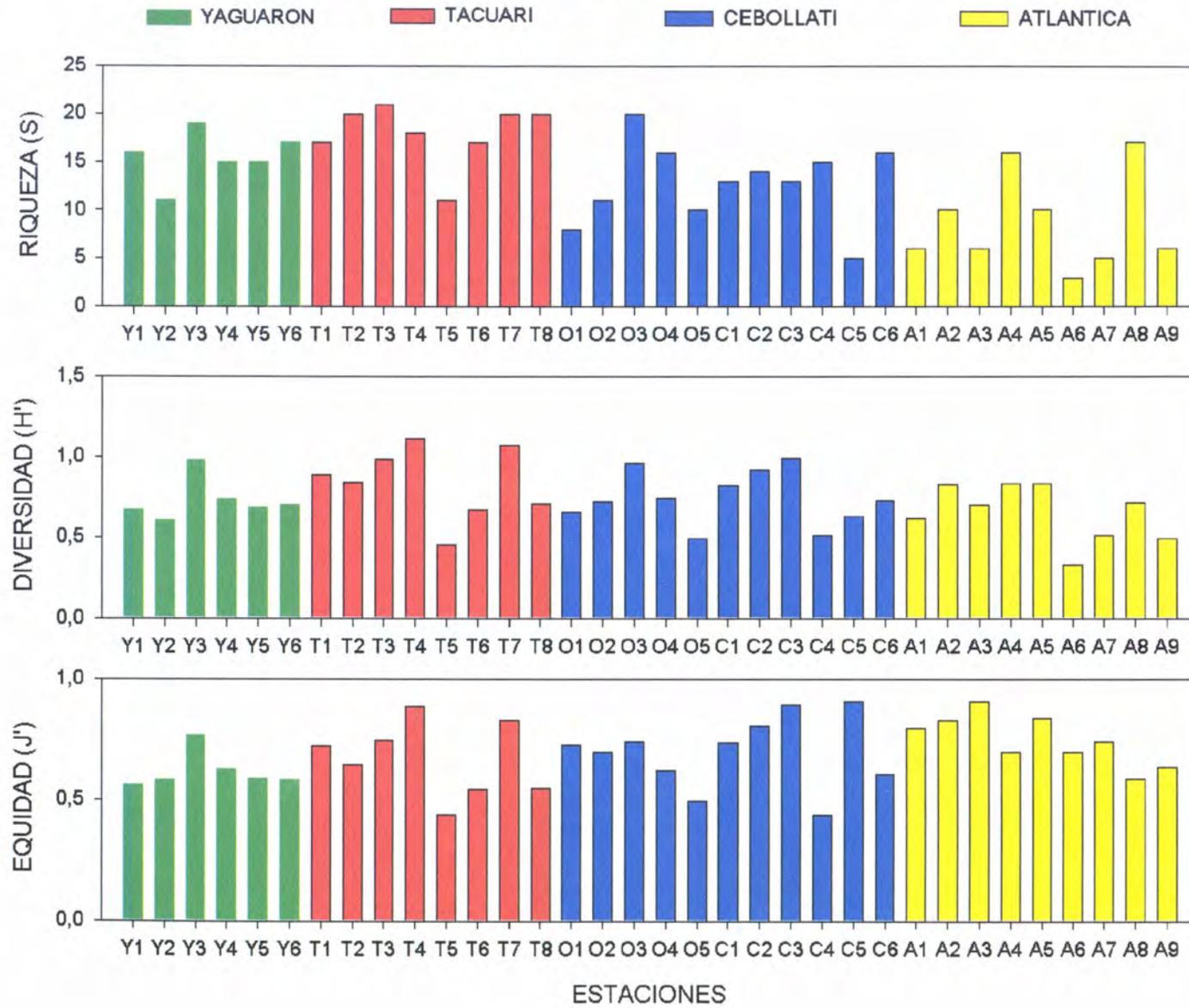
No se constataron diferencias significativas (ANOVA de una vía) en los valores de diversidad de Shannon entre las cuencas consideradas (H densidad:  $F=1.55$ ,  $p=0.22$  y H biomasa:  $F=1.65$ ,  $p=0.20$ ), aunque la cuenca del Tacuarí presentó los valores más altos y la Atlántica los más bajos de diversidad (Fig. 12). El mismo patrón se observó en el caso de equidad ( $F=1.23$ ,  $p=0.32$ ).



Tabla 10. Taxas colectados y ordenados en orden decreciente de acuerdo al número de estaciones en que fueron encontrados. Se indica la abreviación de cada taxa utilizada en todas las matrices con la información de peces. El valor de T indica el número de estaciones donde cada taxa fue registrado.

TAXA		Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	O1	O2	O3	O4	O5	C1	C2	C3	C4	C5	C6	A1	A2	A3	A4	A5	A6	A7	A8	A9	T	
<i>Bricomeriscus</i> sp	BRI	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	29
<i>Cheirodon</i> sp	CHE	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	24
<i>Heptapterus mustelinus</i>	HEP	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	21
<i>Astyanax fasciatus</i>	AST-F			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	20	
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	GYM-R			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	16	
<i>Oligosarcus</i> sp	OLI	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	14	
<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	GIM-L	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	14	
<i>Rhineloricaria</i> sp 1	RHI-1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	14	
<i>Characidium orientale</i>	CHA-O	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	14	
<i>Corydoras</i> sp	CORI	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	13	
<i>Hyphessobrycon luetkeni</i>	HYP-L	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	12	
Glandulocaudinae 1	GLA-1			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	12	
<i>Jenynsia</i> sp	JEN			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	12	
<i>Crenicichla punctata</i>	CRE-P	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	12	
<i>Pseudocorinopoma doriai</i>	PSE	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	12	
<i>Steindachnerina biornata</i>	STE			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	11	
Trichomictoridae 1	TRI-1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	11	
<i>Cyphocharax voga</i>	CYP-B			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	10	
<i>Pimelodella</i> sp	PIM	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	10	
<i>Characidium pterostictum</i>	CHA-P	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	10	
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	CNE			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	9	
<i>Characidium rachovii</i>	CHA-R			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	9	
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	PHA	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	8	
Ancistrinae	ANC	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	8	
<i>Characidium tenue</i>	CHA-T			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	7	
<i>Hyphessobrycon</i> sp2	HYP-2			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	6	
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	GYM-G			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	6	
<i>Symbranchius marmoratus</i>	SYM			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	6	
<i>Astyanax bimaculatus</i>	AST-B			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	
<i>Rhineloricaria</i> sp 4	RHI-4	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	
<i>Hyphessobrycon</i> sp3	HYP-3			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	
<i>Astyanax</i> sp5	AST-5	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	
<i>Crenicichla lepidota</i>	CRE-L	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	
<i>Cichlasoma facetum</i>	CICH			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	
<i>Microlepidogaster</i> sp	MIC			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	5	
<i>Hypostomus luetkeni</i>	HYP-L			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	4	
Hypoptopomatinae 1	HYP-N1			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	4	
<i>Microglanis</i> sp	MICRO			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	4	
<i>Rhineloricaria</i> sp 3	RHI-3			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	4	
<i>Hoplias</i> sp	HOP			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	4	
Characinae	CHA-N			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	
<i>Hyphessobrycon</i> sp5	HYP-5			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	
<i>Hyphessobrycon</i> sp1	HYPH			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	
Cupeidae	CLU			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	
Trichomictoridae 2	TRI-2			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	
<i>Rhamdia quelen</i>	RHA			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	
<i>Rhineloricaria</i> sp 2	RHIN			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	3	
<i>Astyanax</i> sp1	AST-1	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	
<i>Mimagoniates</i> sp	MIMA			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	
<i>Hyphessobrycon</i> sp7	HYP-7			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	
<i>Astyanax</i> sp4	AST-4			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	
<i>Gymnogeophagus meridionalis</i>	GYM-M			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	
<i>Bunocephalus</i> sp	BUN			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	2	
<i>Hyphessobrycon</i> sp4	HYP-4			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
<i>Hyphessobrycon anisitsi</i>	HYP-A			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
<i>Astyanax</i> sp2	AST-2			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
<i>Astyanax</i> sp3	AST-3			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
<i>Hyphessobrycon</i> sp6	HYP-6			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
Characidae	CHA-D			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
<i>Hyphessobrycon</i> sp8	HYP-8			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
<i>Hyphessobrycon</i> sp9	HYP-9			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
Glandulocaudinae 2	GLA-2			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
<i>Crenicichla lacustris</i>	CRE-L			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
<i>Gymnogeophagus</i> sp	GYM			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
<i>Cyphocharax spilotos</i>	CYP-S			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
<i>Otocinclus</i> sp	OTO			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	
<i>Cynolebias</i> sp	CYN			*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	1	

Fig. 12. Valores de riqueza, diversidad y equidad para todas las estaciones de muestreo agrupadas por cuenca.



La diversidad no presentó diferencias significativas entre los diferentes tramos (altos, intermedios y bajos) de las cuencas consideradas (H densidad:  $F=0.43$ ,  $p=0.82$  y H biomasa:  $F=0.77$ ,  $p=0.58$ ), así como la equidad ( $F=0.87$ ,  $p=0.52$ ).

## TECNICAS DISTRIBUCIONALES

En términos generales, y en referencia a los esquemas teóricos se observó que la mayoría de estaciones no exhibió patrones de ambientes potencialmente afectados (Fig. 13).

El río Yaguarón presentó un leve gradiente descendiente de biomasa desde las estaciones altas hacia las bajas, siendo la última estación la que presentó mayor abundancia numérica de especies.

El Tacuarí por su parte no exhibió un patrón tan claro, ya que algunas de sus estaciones altas presentan valores levemente superiores de densidad y en otras del mismo sector se observa lo opuesto. Una observación interesante la constituyen las estaciones T5 y T8 (correspondientes a la ciudad de Melo y la estación más próxima a la desembocadura, respectivamente) que se destacan del resto por sus mayores valores de densidad.

En el ramal del Olimar que aguas abajo se junta con el curso principal del Cebollatí, se observa en términos generales un predominio de la abundancia numérica frente a la biomasa. En este sentido se destacan las estaciones O2 y O5 (correspondientes a una zona alta del Olimar y a la ciudad de Treinta y Tres, respectivamente).

La vertiente del curso principal del Cebollatí, exhibe en sus nacientes dos estaciones en las que predomina la biomasa y una dominada por la densidad. En las estaciones intermedias y bajas, se observa lo opuesto, en dos predomina la densidad y en una la biomasa.

En la cuenca Atlántica, las estaciones altas (A1, A2 y A3, nacientes de los arroyos José Ignacio, Garzón y Rocha, respectivamente) presentan una notoria dominancia de biomasa y la estación A7 (zona baja del arroyo José Ignacio) exhibe una leve dominancia de la misma. En las restantes estaciones por el contrario, predomina la densidad.



Fig.13. Curvas ABC para cada estación de muestreo del Río Yaguarón.

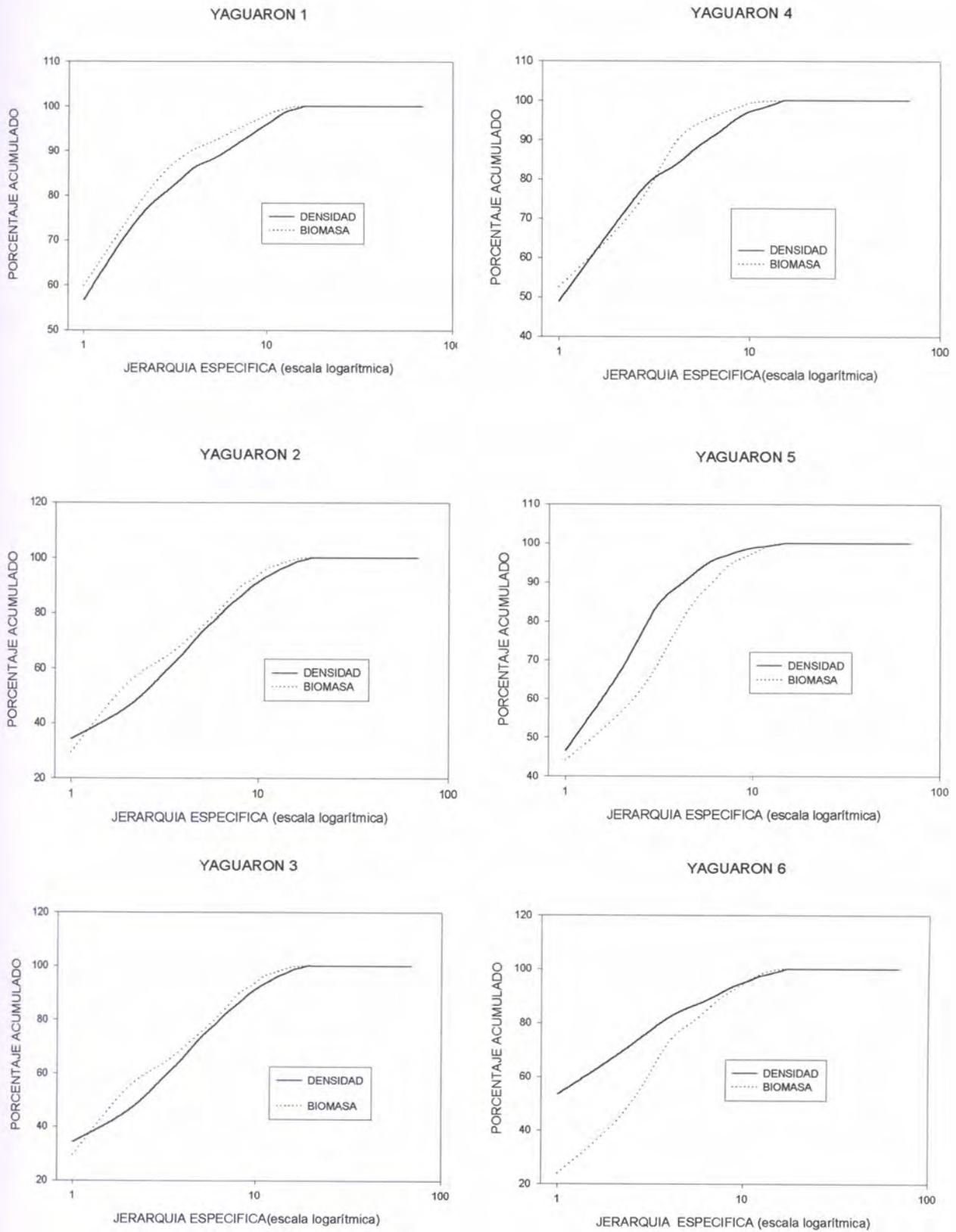


Fig.13 continuación. Curvas ABC para cada estación de muestreo del Río Tacuarí.

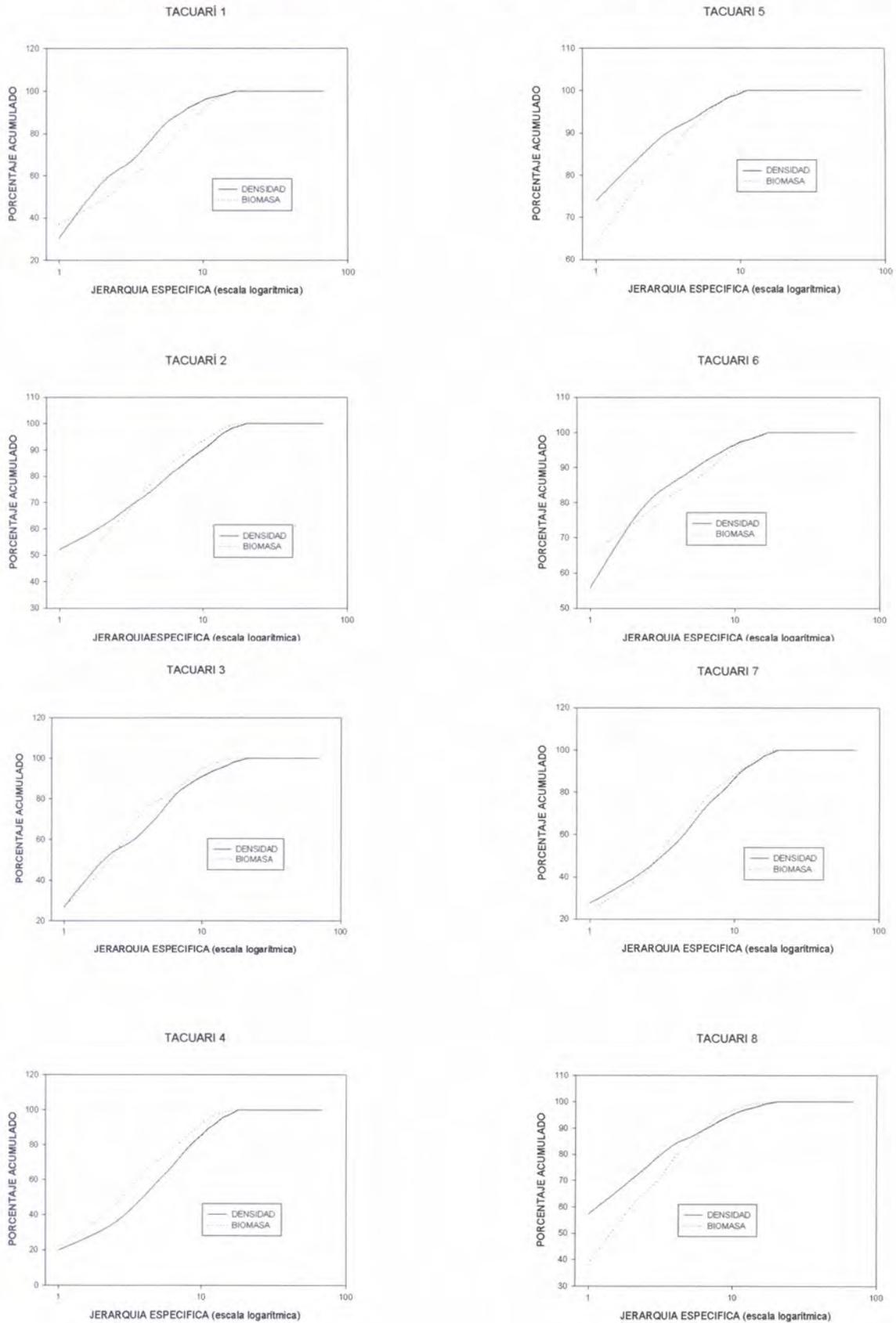
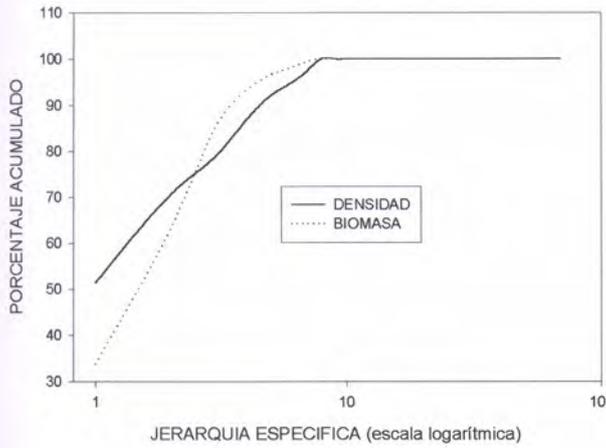
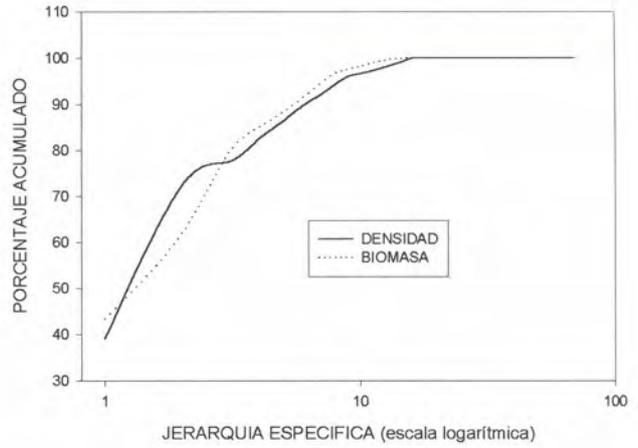


Fig.13 continuación. Curvas ABC para cada estación de muestreo del Río Olimar.

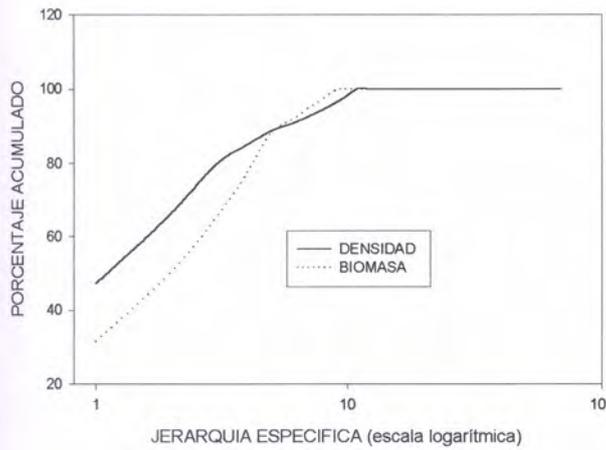
OLIMAR 1



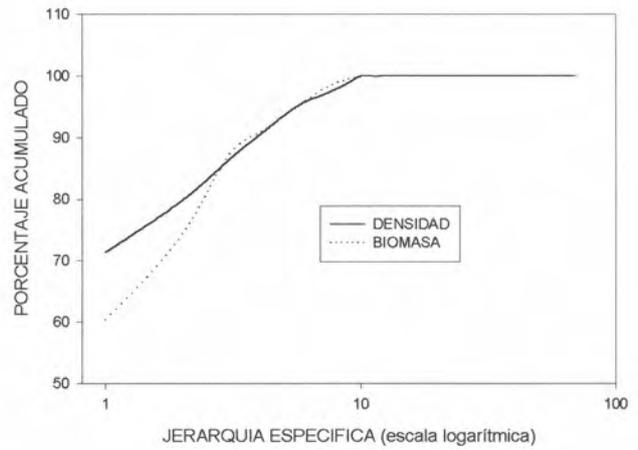
OLIMAR 4



OLIMAR 2



OLIMAR 5



OLIMAR 3

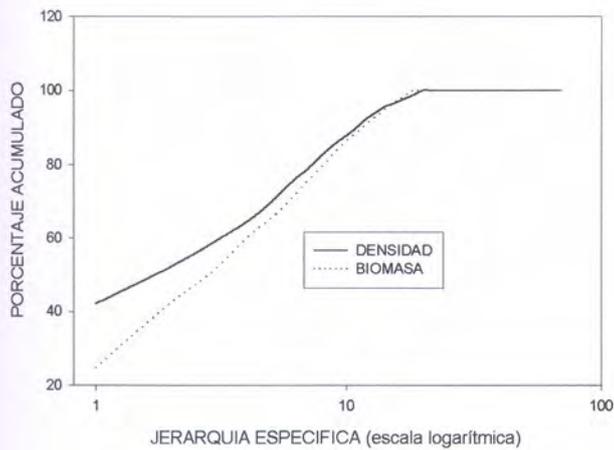
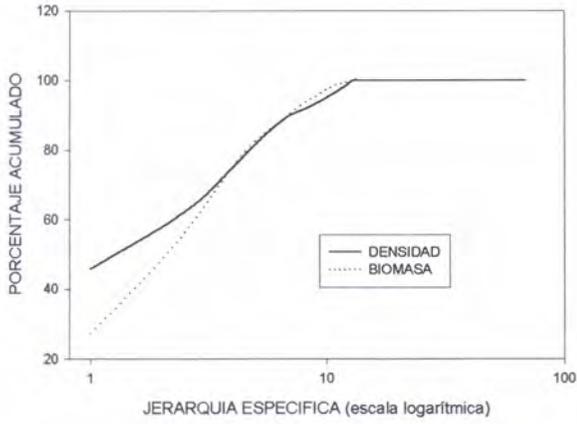
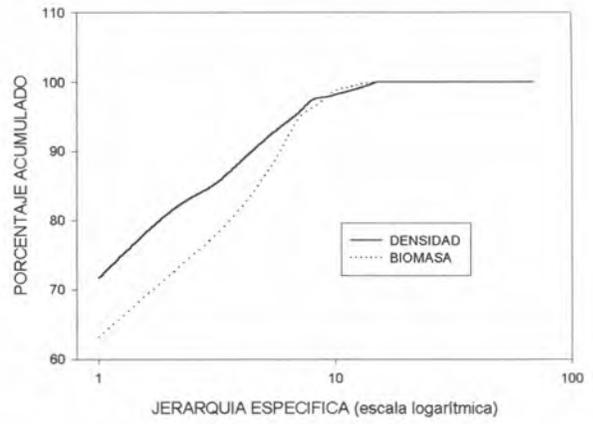


Fig.13 continuación. Curvas ABC para cada estación de muestreo del Río Cebollati.

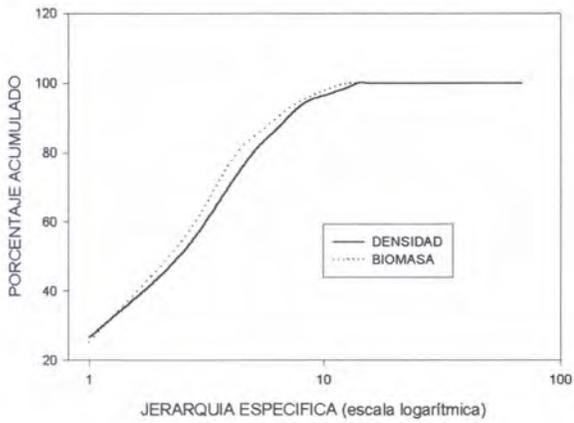
CEBOLLATI 1



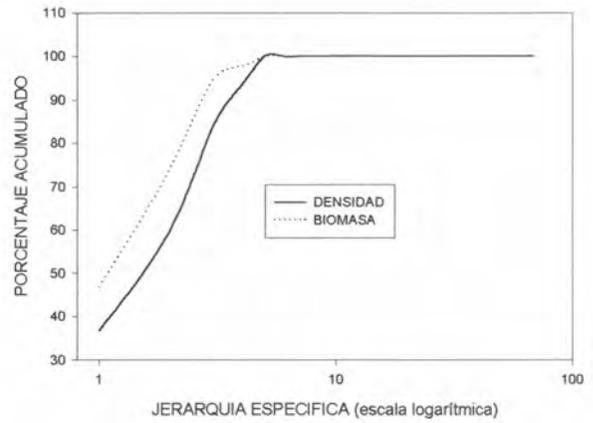
CEBOLLATI 4



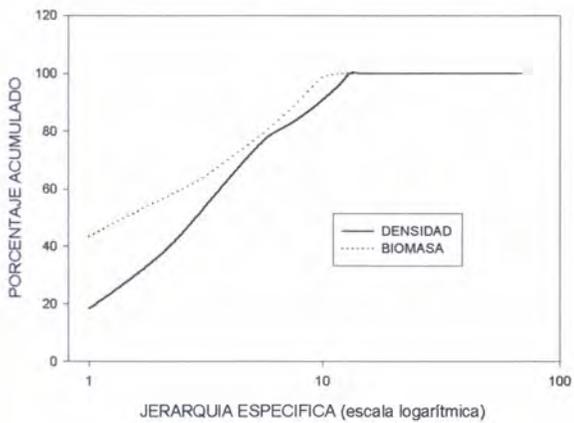
CEBOLLATI 2



CEBOLLATI 5



CEBOLLATI 3



CEBOLLATI 6

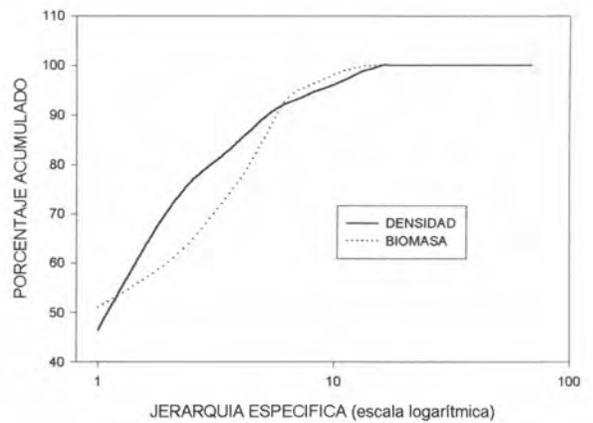
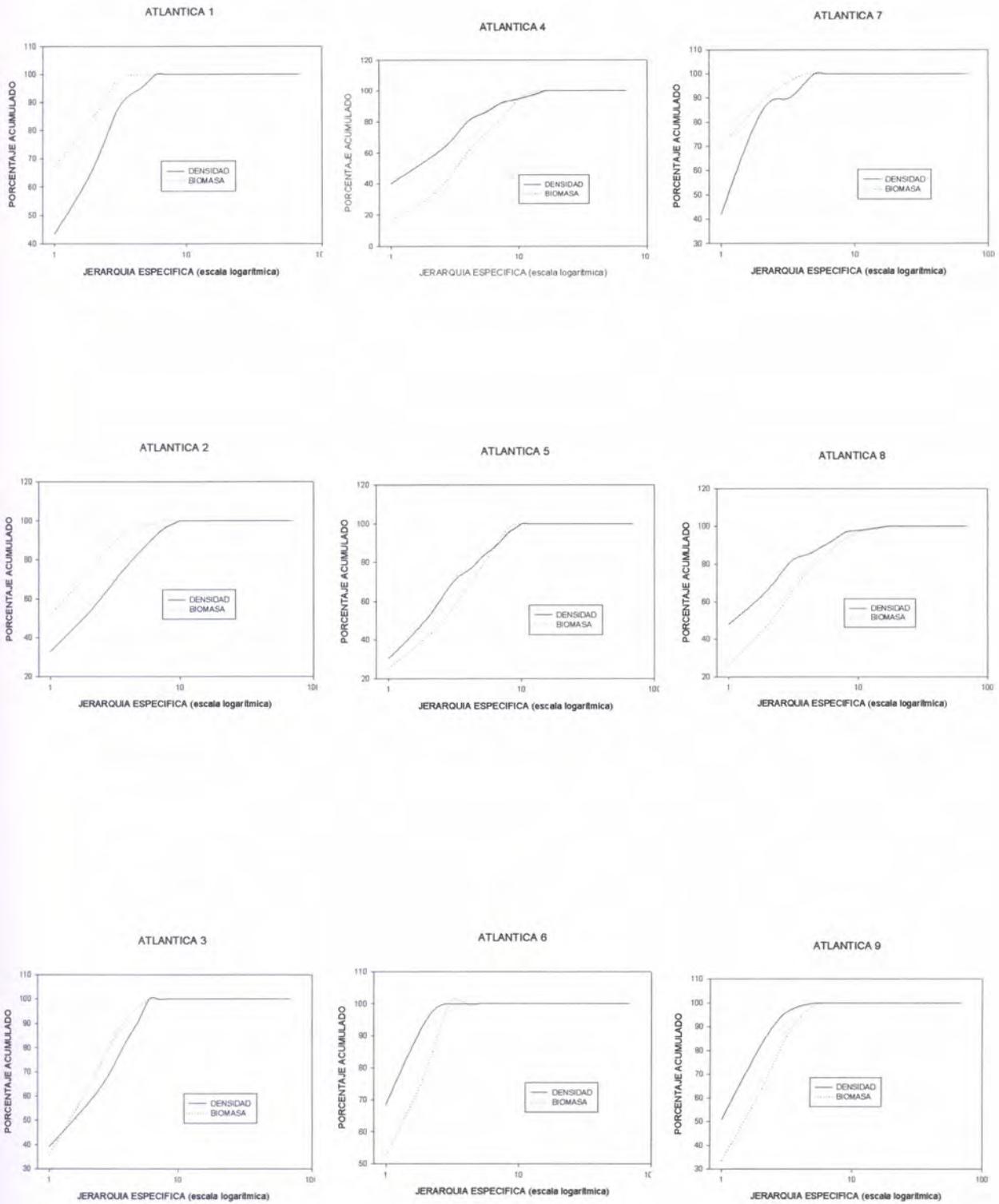


Fig.13 continuación. Curvas ABC para cada estación de muestreo de arroyos y ríos de la cuenca Atlántica.



## ANÁLISIS MULTIVARIADOS

### Composición

Además del listado indicado en la Tabla 10, aparece un resumen de los taxa colectados por orden y familia en el Apéndice III. Se encontraron especies presentes en todas las cuencas examinadas (Tabla 10). Dentro de estas, la especie que se colectaron en un mayor número de estaciones fue *Briconamericus* sp, presente en 29 de las 34 estaciones. A esta le siguieron *Cheirodon* sp, *Heptapterus mustelinus* y *Astyanax fasciatus* y *Gymnogeophagus rhabdotus* (presentes en 24, 21, 20 y 16 estaciones, respectivamente). Otras especies que se encontraron en menor número de estaciones pero representadas en todas las cuencas fueron *Rhineloricaria* sp 1, *Oligosarcus* sp, *Gymnogeophagus labiatus* (presentes en 14 estaciones); *Corydoras* sp (13 estaciones) y *Jenynsia* sp, *Hyphessobrycon luetkeni* y un taxa no identificado de la subfamilia Glandulocaudinae (presentes en 12 estaciones).

Se observaron especies, que si bien estuvieron presentes en un número relativamente alto de estaciones, estuvieron ausentes de algunas cuencas como, *Gymnogeophagus rhabdotus* (presente en 16 estaciones, pero en ninguna del Yaguarón), *Characidium orientale* y *Crenicichla punctata* (en 14 y 12 estaciones respectivamente, pero ausentes en la Cuenca Atlántica), *Pseudocorinopoma doriai* (en 12 estaciones exceptuando cuencas del Olimar y Atántica) (Tabla 10).

Asimismo, se registraron especies que estuvieron presentes en una única cuenca. Entre estas *Hyphessobrycon* sp4, *Hyphessobrycon anisitsi*, *Astyanax* sp2 y sp3, *Hyphessobrycon* sp6, *Cyphocharax spilotus*, *Otocinclus* sp, *Cynolebias* sp y *Bunocephalus* sp, se encontraron restringidas a la cuenca del Tacuarí. Un género no identificado de la familia Characidae e *Hyphessobrycon* sp8, se encontraron únicamente en estaciones del Yaguarón, *Crenicichla lacustris* y una especie de la subfamilia Glandulocaudinae se colectaron exclusivamente en la cuenca Atlántica, y por último *Hyphessobrycon* sp9 fue exclusiva del Cebollatí (Tabla 10).

Como era de esperar en aquellas especies ampliamente distribuidas, *Briconamericus* sp, *Cheirodon* sp, *Astyanax fasciatus*, *Hyphessobrycon luetkeni*, *Oligosarcus* sp y *Corydoras* sp, no se detectó un patrón espacial definido con relación a los tramos de los



cursos (alto, intermedio o bajo). Sin embargo, *Heptapterus mustelinus* fue exclusivo de zonas altas e intermedias, mientras que *Jenynsia* sp se encontró en zonas intermedias o bajas, y *Rhineloricaria* sp1 fue registrada preferentemente en zonas altas (Tabla 10).

Dentro del grupo de las especies menos frecuentes que fueron registradas preferentemente en sectores altos (órdenes 1 a 3) se destacaron muchas especies de mojarra (por ejemplo, *Astyanax* sp1, sp2 y sp3, *Hyphessobrycon anisitsi*, sp4, sp5, sp7 y sp9, y *Mimagoniates* sp), *Crenicichla lacustris*, *Crenicichla lepidota*, *Pimelodella* sp, *Microglanis* sp, *Hoplias* sp, *Symbranchus marmoratus*, *Rhineloricaria* sp2 y sp3 (Tabla 10).

En los sectores intermedios (órdenes 3 a 5) preferentemente se destacaron *Astyanax bimaculatus*, *Hyphessobrycon* sp6, *Hypostomus luetkeni*, *Rhineloricaria* sp4 y una especie de la subfamilia Hypoptopomatinae, mientras que otros taxos como ser, *Gymnogeophagus gymnogenis*, *Hyphessobrycon* sp8, un taxa de la familia Characidae y otro de la subfamilia Trichomictoridae se las registraron en cursos más bajos (órdenes 4 a 6) (Tabla 10).

El análisis de agrupamiento permitió identificar 5 grupos de estaciones considerando la presencia-ausencia de peces (Fig. 14). El primero (A), se conformó por sitios altos e intermedias del Cebollatí, Olimar, Yaguarón y una del Tacuarí. Estas estaciones presentaron valores de riqueza entre 11 y 20 especies. En la totalidad de los sitios se registró la presencia de *Heptapterus mustelinus*. Otras especies que estuvieron presentes en la mayoría de estas estaciones fueron *Characidium orientale*, *Briconamericus* sp, *Crenicichla punctata*, *Rhineloricaria* sp1, *Gymnogeophagus labiatus*, *Gymnogeophagus rhabdotus*, *Astyanax fasciatus*, un taxa de la familia Trichomictoridae y otro de la subfamilia Ancistrinae (Tabla 10).

El segundo grupo (B), lo integraron las estaciones altas de la cuenca Atlántica y una estación también alta del Olimar. Este grupo se caracterizó por presentar menor rango de riqueza (entre 6 y 10 especies) y se destacaron por estar presentes en la mayoría de las estaciones nuevamente *Heptapterus mustelinus*, *Briconamericus* sp, *Rhineloricaria* sp1 y *Astyanax fasciatus* (Tabla 10).

Un tercer grupo (C), estuvo conformado por las 3 estaciones de mayor orden del presente estudio (Y6, T8, C6) y otras estaciones intermedias. Este grupo presentó un alto rango



de riqueza (entre 15 y 20 especies), y entre las especies más frecuentes se destacaron *Cheirodon* sp, *Briconamericus* sp, *Pseudocorinopoma doriai*, *Corydoras* sp, *Cyphocharax voga*, *Astyanax fasciatus* y una especie de la subfamilia Glandulocaudinae (Tabla 10).

El grupo (D), lo integraron exclusivamente estaciones del Tacuarí y Atlánticas (todas de orden 1-3). La mayoría de las estaciones de este grupo presentaron altos valores de riqueza (16-21), aunque dos de las estaciones Atlánticas presentaron valores sensiblemente menores (A5: 10 y A9: 6). Las especies que compartieron los integrantes de este grupo fueron *Cheirodon* sp, *Cnesterodon decemmaculatus*, *Oligosarcus* sp, *Gymnogeophagus rhabdotus*, *Characidium rachovii*, *Steindachnerina biornata* e *Hyphessobrycon* sp2 (Tabla 10).

El último grupo (E), constituye un agrupamiento interesante ya que lo conformaron las estaciones T5 (ciudad de Melo) y la A7 (estación baja del arroyo Garzón). La primera fue la que presentó menor riqueza de la cuenca del Tacuarí (11) y la segunda presentó solamente 5 especies. Ambas compartieron la presencia de *Jenynsia* sp, *Oligosarcus* sp, *Gymnogeophagus rhabdotus* y *Briconamericus* sp. (Tabla 10)

Las estaciones C5 (sector intermedio del Cebollatí) y A6 (arroyo Sarandí del Consejo), se diferenciaron del resto presentando 4 y 6 especies, respectivamente. En la primera, se observó la presencia de *Cheirodon* sp, *Briconamericus* sp, *Hyphessobrycon luetkeni* y un taxa de la subfamilia Glandulocaudinae. En la segunda estuvieron representados *Briconamericus* sp, *Heptapterus mustelinus*, *Cichlasoma facetum*, *Gymnogeophagus rhabdotus*, *Rhineloricaria* sp2 y *Astyanax fasciatus* (Tabla 10).

## Abundancia

Las matrices de abundancia en términos de densidad y biomasa exhibieron una alta correlación con la matriz de presencia y ausencia ( $r=0.58$ ,  $t=8.29$ ,  $p<0.001$  y  $r=0.60$ ,  $t=8.91$ ,  $p<0.001$ , respectivamente). Asimismo, ambas matrices de abundancia estuvieron altamente correlacionadas entre sí ( $r=0.82$ ,  $t=12.42$ ,  $p<0.001$ ). A efectos de simplificar los resultados en los siguientes puntos se considerará exclusivamente la abundancia evaluadas en términos de densidad.



El análisis de agrupamiento y PCA permitió identificar dos grandes grupos (Fig. 15, Tabla 11). El primero (A), incluyó a todas las estaciones de los grupos A y B y algunas del grupo C de la clasificación basada en presencia y ausencia de peces. La gran mayoría de estas estaciones pertenecieron a tramos altos. Asimismo, el segundo grupo (B), se correspondió con las restantes estaciones del grupo C y la totalidad del grupo D de la clasificación anteriormente mencionada, siendo estas últimas estaciones más representativas de sectores bajos.

Entre estos dos grandes grupos se observaron diferencias en los porcentajes promedio de las estaciones para diversas especies (ver Apéndice II). Especies frecuentes como *Briconamericus* sp., *Heptapterus mustelinus*, *Gymnogeophagus labiatus*, *Gymnogeophagus rhabdotus*, *Characidium orientale* y *Rhineloricaria* sp1, presentaron en el grupo A valores promedio muy superiores a los del grupo B. Otras especies frecuentes como *Cheirodon* sp, *Cnesterodon decemmaculatus*, *Jenynsia* sp, *Hyphessobrycon luetkeni* y *Characidium rachovii*, fueron más abundantes en el grupo B que en el A.

Las estaciones A6, A9 y C5 de baja riqueza no integraron ninguno de los 2 grupos. La primera de ellas estuvo dominada por *Phalloceros* sp, la segunda por *Cnesterodon decemmaculatus*, *Jenynsia* sp y *Phalloceros* sp, y en la última se registraron especies como por *Briconamericus* sp, *Hyphessobrycon luetkeni* y *Cheirodon* sp.

Por último en la Tabla 11 se indican las relaciones entre las especies y los componentes del PCA. La varianza acumulada explicada de los cuatro componentes fue baja (54.7%), lo que sugiere una gran heterogeneidad espacial en los patrones espaciales de los taxa considerados, así como una gran dificultad en encontrar patrones espaciales comunes a un gran número de especies.

La prueba de ANOSIM de una vía indicó diferencias estadísticamente significativas para el factor cuenca y para orden ( $R=0.19$ ,  $p<0.002$ ;  $R=0.13$ ,  $p<0.05$ ). La combinación de los dos factores permitió obtener una mejor clasificación de las estaciones de muestreo ( $R=0.26$ ,  $p<0.05$ ).



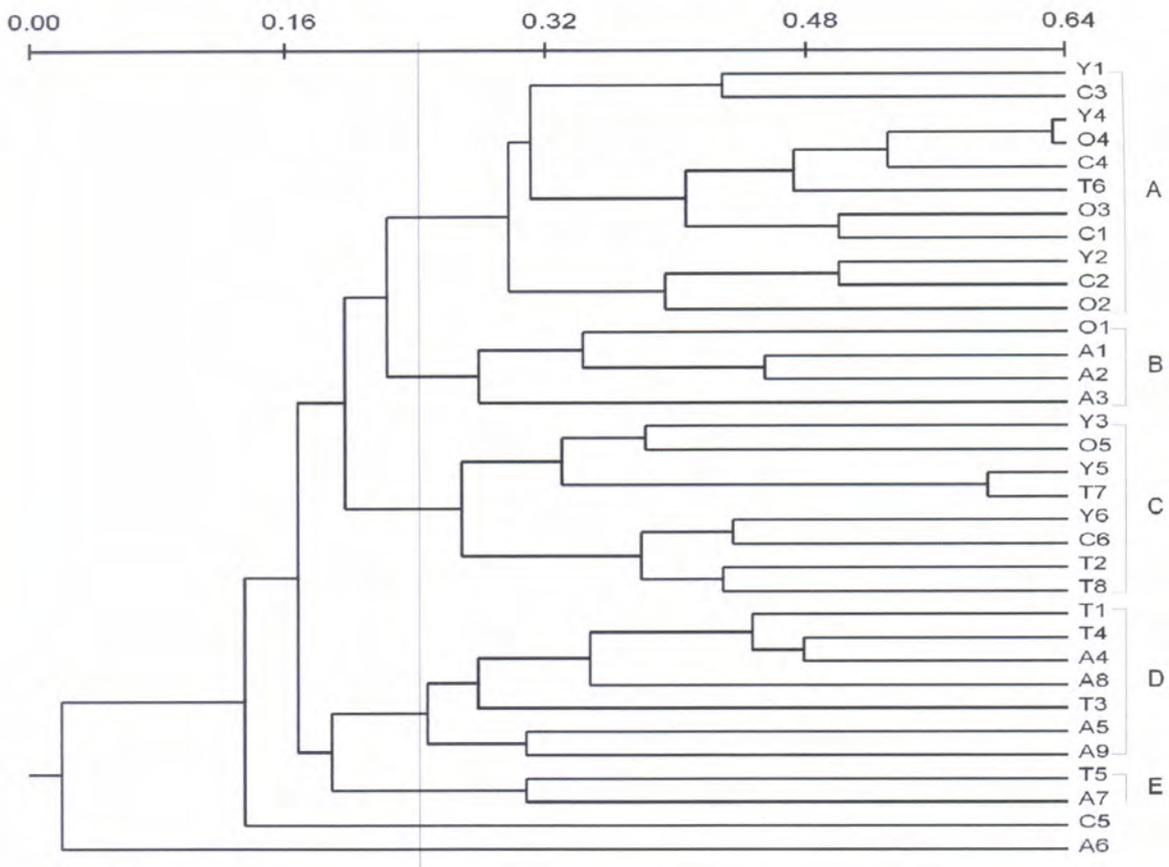


Fig. 14. Dendrograma de la matriz de presencia-ausencia de peces. Coeficiente de similitud Jaccard, método de agrupamiento UPGMA. Coeficiente de correlación cofenética 0.75.

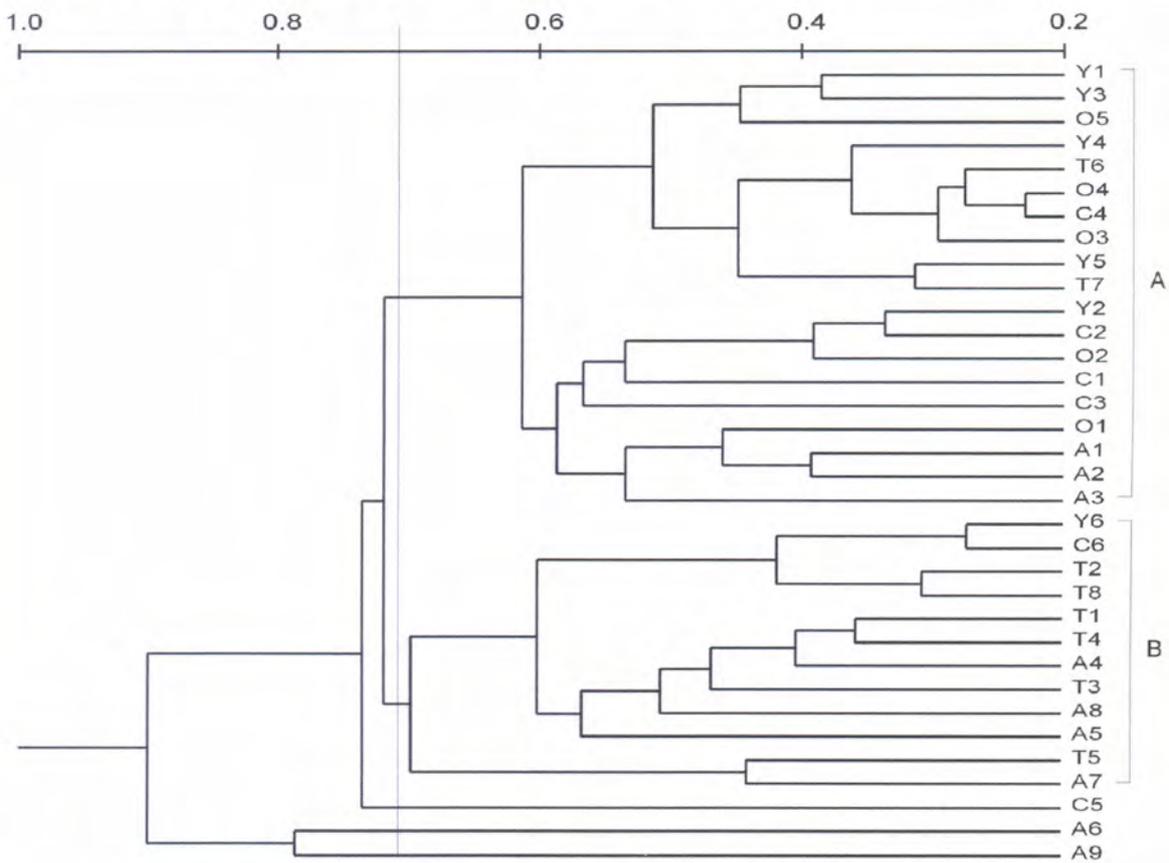


Fig. 15. Dendrograma de la matriz de densidad de peces. Coeficiente de distancia Bray-Curtis, método de agrupamiento UPGMA. Coeficiente de correlación cofenética 0.79.

Tabla 11. Resultados del PCA con la matriz de datos de densidad de peces, valor propio y varianza explicada de cada componente (eje). Puntaje (score) de las variables con relación a los componentes. Los asteriscos indican los taxas más relacionados con los componentes.

DENSIDAD DE PECES	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4
Valor propio	.2192	.1667	.0870	.0746
% Varianza acumulada	21.9	38.6	47.3	54.7
<i>Hyphessobrycon</i> sp2 *	.5846	-.3367	-.1573	-.0681
<i>Cheirodon</i> sp *	.7880	.5355	-.0428	-.0136
<i>Astyanax fasciatus</i>	-.1381	.4016	-.4393	-.1984
<i>Hyphessobrycon luetkeni</i>	.2976	.1013	-.6947	-.1358
Glandulocaudinae 1 *	-.1233	.7304	.3945	-.4527
<i>Hyphessobrycon</i> sp3	.0655	.2674	-.0192	.0653
<i>Hyphessobrycon</i> sp4	.1866	.2332	-.2984	.2135
<i>Hyphessobrycon</i> sp5	.2440	-.1877	.0786	.3790
<i>Hyphessobrycon</i> sp7	-.0338	-.0782	-.3280	-.2419
<i>Astyanax</i> sp5	-.0248	.3727	.1076	.4524
Glandulocaudinae 2	.1831	-.1413	.0190	-.0304
Clupeidae	.3995	.2558	.1317	-.2657
<i>Pseudocorinopoma doriai</i> *	.3936	.6800	-.2265	.4065
<i>Briconamericus</i> sp	-.6449	.4586	-.0584	-.1326
<i>Oligosarcus</i> sp	.4807	-.0216	-.3382	.2753
<i>Corydoras</i> sp *	.2657	.5543	.0389	.5487
Trichomictoridae 1 *	-.6306	.2416	.1272	.0721
<i>Pimelodella</i> sp	-.1674	.0165	-.4630	.4987
<i>Heptapterus mustelinus</i> *	-.6737	-.1353	-.3135	.0965
<i>Jenynsia</i> sp	.3455	.0717	.3738	-.1578
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i> *	.6307	-.4339	.1133	-.3158
<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	.2584	-.4562	.4836	.3641
<i>Cichlasoma facetum</i>	.2335	-.2644	-.2713	-.4517
<i>Gymnogeophagus</i> sp	.0003	-.0120	.0771	-.1094
<i>Gymnogeophagus labiatus</i> *	-.5344	.1733	-.1755	-.2198
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	.0028	-.3763	-.3776	-.3445
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	.3010	.4180	-.1080	.2432
<i>Cyphocharax voga</i> *	.5528	.6632	-.0827	.0894
<i>Steindachnerina biornata</i> *	.6582	.2940	-.3209	-.3020
<i>Characidium rachovii</i> *	.5909	-.2744	-.0148	-.0383
<i>Characidium orientale</i>	-.3376	-.0260	-.4413	.0581
<i>Characidium pterostictum</i> *	-.5020	.3891	.1634	.2022
<i>Rhineloricaria</i> sp1	-.4706	.0201	.1357	.1072
<i>Rhineloricaria</i> sp2	-.2373	-.1684	-.2191	.0719
<i>Rhineloricaria</i> sp4	-.2352	.4140	.1336	.0711
Hypoptopomatinae 1	-.2305	.4710	.2616	-.2589
<i>Symbranchus marmoratus</i>	-.2571	-.1206	-.2121	-.2010

### 3.4. RELACIONES ENTRE LA COMUNIDAD DE PECES Y LAS VARIABLES AMBIENTALES

#### ATRIBUTOS DE LA CUENCA

A través de la correlación de matrices (Prueba de Mantel) y de análisis de ordenación directa (Análisis de Correspondencia Canónica - CCA) fue posible identificar los factores ambientales que se relacionaron en mayor medida con la composición y abundancia de la comunidad de peces. Se presentan en todos los casos las correlaciones de las distintas variables con los valores de densidad de peces, que aunque muy similares a los valores de biomasa, fueron sensiblemente superiores.

Con respecto a las características de las cuencas analizadas, a través de la Prueba de Mantel con un  $N=465$ , la heterogeneidad espacial de la comunidad de peces presentó una relación estadísticamente significativa con la de geomorfología y vegetación ( $r=0.17$ ,  $t=1.8$ ,  $p<0.05$  y  $r=0.18$ ,  $t=1.82$ ,  $p<0.05$ , respectivamente). Las características del suelo y el uso del mismo, parecen no influir la composición y abundancia de la comunidad de peces ( $r=0.10$ ,  $t=1.09$ ,  $p=0.14$  y  $r=0.14$ ,  $t=1.14$ ,  $p=0.13$ , respectivamente), si consideramos exclusivamente éste análisis.

Los análisis de ordenación directa (CCA) permitieron profundizar en las relaciones entre la comunidad de peces y las características de las áreas de drenaje de las estaciones. Las correlaciones peces-geomorfología (especies-ambiente) de los 4 ejes canónicos fueron elevadas, siendo tanto el primer eje como el conjunto de ellos estadísticamente significativos (Tabla 12). Un porcentaje cercano al 78% de la varianza de las especies fue explicado por los atributos geomorfológicos escogidos (Tabla 12). La selección manual de atributos así como la Fig. 16 permitió identificar aquellos factores con una mayor importancia en la estructuración de la comunidad de peces. Entre ellas se destacaron las lomadas lodolíticas ( $F=2.17$ ,  $p<0.02$ ), llanura baja lacunar ( $F=2.19$ ,  $p<0.05$ ), colina y lomada gondwánica ( $F=1.66$ ,  $p<0.05$ ) y colina cristalina ( $F=1.96$ ,  $p<0.02$ ). En la Fig.16 se aprecia una gran cantidad de especies asociadas fundamentalmente a las unidades geomorfológicas predominantes de sierras rocosas y no rocosas, mientras que otras exhibieron preferencias por unidades de colinas y lomadas gondwánicas (*Steindachnerina biornata*, *Corydoras* sp y *Hyphessobrycon* sp3), lomadas lodolíticas (*Cyphocharax voga* y un taxa de la familia Clupeidae) y llanuras bajas fluviales (*Phalloceros* sp y *Cnesterodon decemmaculatus*).



Tabla 12. Resultados del análisis de correspondencia canónica entre la matriz de densidad de peces y atributos geomorfológicos de la cuenca de drenaje. En la parte inferior se señalan los resultados de la Prueba de Monte-Carlo. La representación gráfica de esta análisis es incluida en la Fig. 16.

GEOMORFOLOGIA- PECES	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4	INERCIA TOTAL
Valor propio	.283	.245	.132	.118	2.708
Correlaciones especies-ambiente	.885	.927	.867	.871	
Porcentaje acumulado de varianza					
A) datos de especies	10.5	19.5	24.4	28.8	
B) relación especies-ambiente	24.7	46.0	57.5	67.8	
Suma de valores propios libres					2.708
Suma de valores propios canónicos					1.149
% Varianza explicada					79.9

(Prueba de Monte Carlo -199 permutaciones)

Prueba de significancia del primer eje canónico.

F-ratio = 2.337  
P-valor = .0300

Prueba de significancia de todos los ejes canónicos.

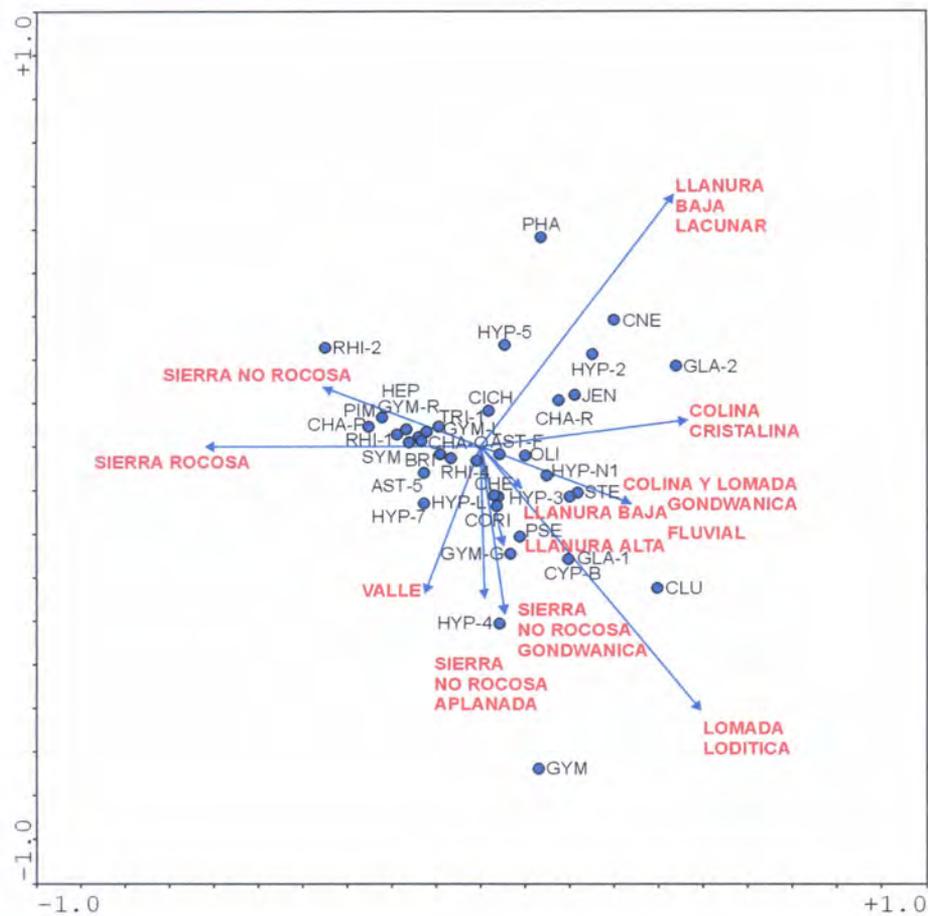
F-ratio = 1.474  
P-valor = .0100

Debido a la estrecha relación entre la geomorfología y los tipos de vegetación como fueron definidos, la magnitud de la relación entre las especies-ambiente fueron muy similares a los descriptos anteriormente (Tabla 13). Si bien, tanto el conjunto de los ejes canónicos como el primero fueron estadísticamente significativos, no se identificaron atributos individuales con una mayor importancia estadística.

Los atributos del suelo, pudieron explicar un porcentaje sustancialmente menor de la relación especie-ambiente en comparación con los conjuntos de atributos antes considerados (Tabla 14). Asimismo, el conjunto de ejes canónicos fue estadísticamente significativo, no así el primero.

Por último, la información del uso del suelo no fue estadísticamente significativa, para explicar la composición y abundancia de peces (Tabla 15).





TAXA	TAXA	TAXA	TAXA
<i>Briconamericus</i> sp	BRI	<i>Hyphessobrycon</i> sp3	HYP-3
<i>Cichlasoma</i> <i>facetum</i>	CICH	<i>Hyphessobrycon</i> sp4	HYP-4
Clupeidae	CLU	<i>Hyphessobrycon</i> sp5	HYP-5
<i>Cnesterodon</i> <i>decemmaculatus</i>	CNE	<i>Hyphessobrycon</i> sp7	HYP-7
<i>Characidium</i> <i>orientale</i>	CHA-O	<i>Astyanax</i> sp5	AST-5
<i>Corydoras</i> sp	CORI	<i>Hyphessobrycon</i> sp2	HYP-2
<i>Characidium</i> <i>pterostictum</i>	CHA-P	Glandulocaudinae 2	GLA-2
<i>Characidium</i> <i>rachovii</i>	CHA-R	<i>Cheirodon</i> sp	CHE
<i>Cyphocharax</i> <i>voga</i>	CYP-B	<i>Astyanax</i> <i>fasciatus</i>	AST-F
<i>Gymnogeophagus</i> <i>gymnogenys</i>	GYM-G	<i>Hyphessobrycon</i> <i>luetkeni</i>	HYP-L
<i>Gymnogeophagus</i> <i>labiatus</i>	GYM-L	Glandulocaudinae 1	GLA-1
<i>Gymnogeophagus</i> <i>rhabdotus</i>	GYM-R	<i>Oligosarcus</i> sp	OLI
<i>Gymnogeophagus</i> sp	GYM	<i>Phalloceros</i> <i>caudimaculatus</i>	PHA
<i>Heptapterus</i> <i>mustelinus</i>	HEP	<i>Pimelodella</i> sp	PIM
Hypoptopomatinae 1	HYP-N1	<i>Pseudocorinopoma</i> <i>doriai</i>	PSE
<i>Jenynsia</i> sp	JEN	<i>Steindachnerina</i> <i>biornata</i>	STE
<i>Rhineloricaria</i> sp 1	RHI-1	<i>Symbranchus</i> <i>marmoratus</i>	SYM
<i>Rhineloricaria</i> sp 2	RHI-2	Trichomictoridae 1	TRI-1
<i>Rhineloricaria</i> sp 4	RHI-4		

Fig. 16. Análisis de correspondencia canónica entre las matrices de densidad de peces y atributos geomorfológicos de las cuencas de drenaje. Lista de abreviaciones de los taxa identificados. Información adicional de este análisis es presentada en la Tabla 12.

Tabla 13. Resultados del análisis de correspondencia canónica entre la matriz de densidad de peces y atributos de la vegetación presente en la cuenca de drenaje. En la parte inferior se señalan los resultados de la Prueba de Monte-Carlo.

VEGETACION - PECES	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4	INERCIA TOTAL
Valor propio	.281	.181	.145	.128	2.708
Correlaciones especies-ambiente	.845	.866	.884	.872	
Porcentaje acumulado de varianza					
A) datos de especies	10.4	17.1	22.4	27.2	
B) relación especies-ambiente	29.0	47.7	62.6	75.8	
Suma de valores propios libres					2.708
Suma de valores propios canónicos					.970
% Varianza explicada					75.8

(Prueba de Monte Carlo -199 permutaciones)

Prueba de significancia del primer eje canónico.

F-ratio = 2.552

P-value = .0150

## ATRIBUTOS LOCALES

Con relación a las variables ambientales locales analizadas, la correlación de matrices a través de la Prueba de Mantel (N=561), brindó resultados muy significativos entre la disimilitud de las estaciones de muestreo en base a la densidad de peces y las relaciones de disimilitud de las mismas estaciones con características del cauce y de la vegetación acuática ( $r=0.32$ ,  $t=4.63$ ,  $p<0.001$  y  $r=0.32$ ,  $t=3.28$ ,  $p<0.001$ , respectivamente). El sector marginal también exhibió una correlación significativa, aunque menor que los atributos antes mencionados ( $r=0.21$ ,  $t=3.06$ ,  $p<0.001$ ). Por último, la calidad del agua y las características del entorno, no constataron correlaciones significativas con la comunidad de peces ( $r=0.08$ ,  $t=0.91$ ,  $p=0.18$  y  $r=0.01$ ,  $t=0.14$ ,  $p=0.44$ , respectivamente). Los análisis de ordenación directa (CCA) permitieron analizar con mayor detalle las relaciones entre la comunidad de peces y las características ambientales locales de las estaciones.

Los atributos del cauce pudieron explicar un 77% de la varianza de la comunidad de peces (Tabla 16). Dentro de los mejores descriptores del cauce se destacaron la morfología ( $F=3.23$ ,  $p<0.005$ ) y el orden ( $F=2.25$ ,  $p<0.005$ ). En la Fig. 17, se puede apreciar las especies más abundantes en sectores altos, donde predominan dentro del sustrato fracciones gruesas del sedimento y fragmentos de madera, por ejemplo *Characidium*



Tabla 14. Resultados del análisis de correspondencia canónica entre la matriz de densidad de peces y atributos del suelo de la cuenca de drenaje. En la parte inferior se señalan los resultados de la Prueba de Monte-Carlo.

SUELOS-PECES	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4	INERCIA TOTAL
Valores propios	.377	.280	.220	.211	2.708
Correlaciones especies-ambiente	.952	.997	.963	.985	
Porcentaje acumulado de varianza					
A) datos de especies:	13.9	24.2	32.4	40.2	
B) relación especies-ambiente:	16.6	28.9	38.6	47.8	
Suma de valores propios libres					2.708
Suma de valores propios canónicos					1.09
% Varianza explicada					52.5

(Prueba de Monte Carlo -199 permutaciones)

Prueba de significancia de todos los ejes canónicos.

F-ratio = 1.536  
P-valor = .0050

Tabla 15. Resultados del análisis de correspondencia canónica entre la matriz de densidad de peces y atributos del uso del suelo de la cuenca de drenaje. En la parte inferior se señalan los resultados de la Prueba de Monte-Carlo.

USO DEL SUELO - PECES	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4	INERCIA TOTAL
Valor propio	.231	.186	.134	.104	2.708
Correlaciones especies-ambiente	.834	.880	.863	.755	
Porcentaje acumulado de varianza					
A) datos de especies	8.5	15.4	20.3	24.2	
B) relación especies-ambiente	27.2	49.1	64.9	77.2	
Suma de valores propios libres					2.708
Suma de valores propios canónicos					.848

(Prueba de Monte Carlo -199 permutaciones)

Prueba de significancia del primer eje canónico.

F-ratio = 2.049  
P-valor = .1900

Prueba de significancia de todos los ejes canónicos.

F-ratio = 1.255  
P-valor = .1050

Tabla 16. Resultados del análisis de correspondencia canónica entre la matriz de densidad de peces y características del cauce de cada estación de muestreo. En la parte inferior se señalan los resultados de la Prueba de Monte-Carlo. La representación gráfica de esta análisis es incluida en la Fig. 17.

CAUCE - PECES	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4	INERCIA TOTAL
Valor propio	.335	.206	.131	.102	2.708
Correlaciones especies-ambiente	.929	.898	.764	.882	
Porcentaje acumulado de varianza					
A) datos de especies	12.4	20.0	24.8	28.5	
B) relación especies-ambiente	30.7	49.6	61.6	70.9	
Suma de valores propios libres					2.708
Suma de valores propios canónicos					1.090
% Varianza explicada					77.3

(Prueba de Monte Carlo -199 permutaciones)

Prueba de significancia del primer eje canónico.

F-ratio = 2.822  
P-value = .0050

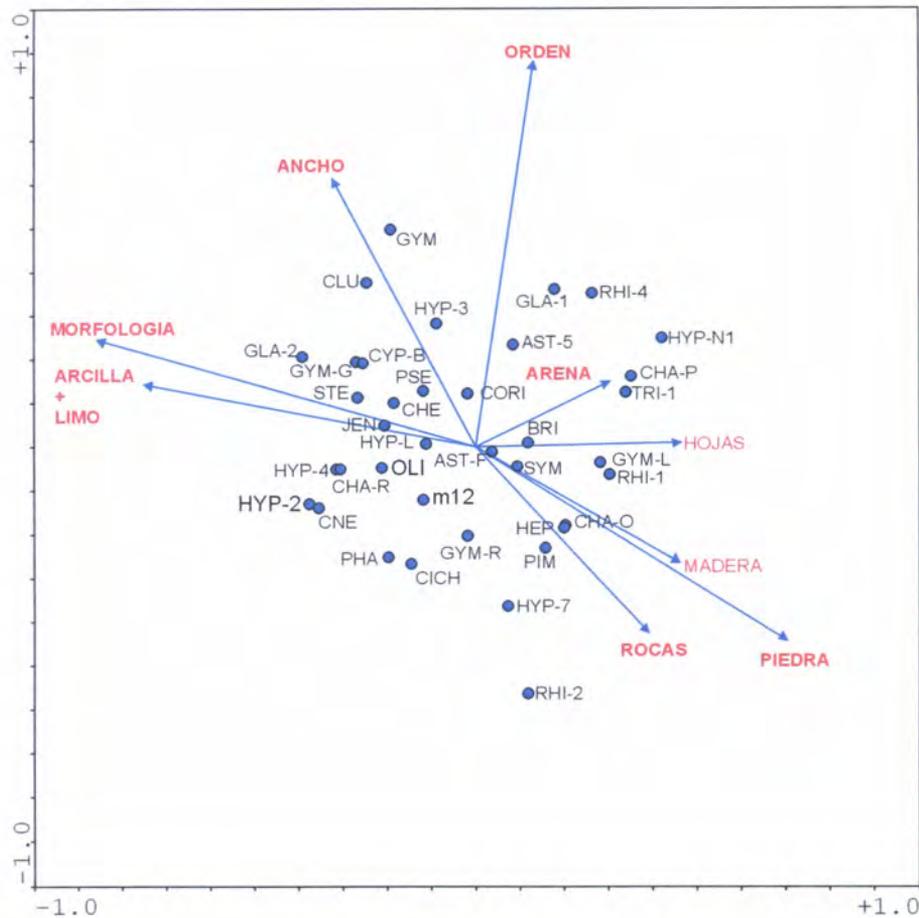
Prueba de significancia de todos los ejes canónicos.

F-ratio = 1.348  
P-value = .0050

*orientale*, *Heptapterus mustelinus*, *Pimelodella* sp y *Rhineloricaria* sp2). En los mismos tramos pero con una mayor fracción de limo y arcilla en el sedimento se asociaron algunas especies como (*Oligosarcus* sp, *Characidium rachovii*, *Cnesterodon decemmaculatus*, *Phalloceros* sp). En tramos intermedios con un mayor predominio de arena en el cauce, se asocian especies como, *Characidium pterostictum*, un taxa de la familia Tricomcteridae y un taxa de la subfamilia Hypoptopomatinae. Por último, algunos taxas parecieron estar asociados a cursos bajos y anchos como *Gymnogeophagus* sp y un taxa de la familia Clupeidae.

La relación especie-ambiente en el caso de la vegetación acuática fue alta y estadísticamente significativa (Tabla 17). Todas las forma de vida de las plantas superiores presentaron un patrón espacial bastante similar, siendo estadísticamente significativas en el caso de la vegetación emergente ( $F=2.59$ ,  $p<0.005$ ), flotante enraizada ( $F=1.57$ ,  $p<0.05$ ) y sumergida ( $F=1.64$ ,  $p<0.05$ ). La abundancia de por ejemplo, *Characidium rachovii*, *Hyphessobrycon* sp2 y sp5 (Fig. 18) estuvo fuertemente asociada a la presencia de vegetación emergente y sumergida, mientras que la de *Cyphocharax voga*, y un taxa de la familia Clupeidae a la presencia de vegetación flotante (libre o enraizada).





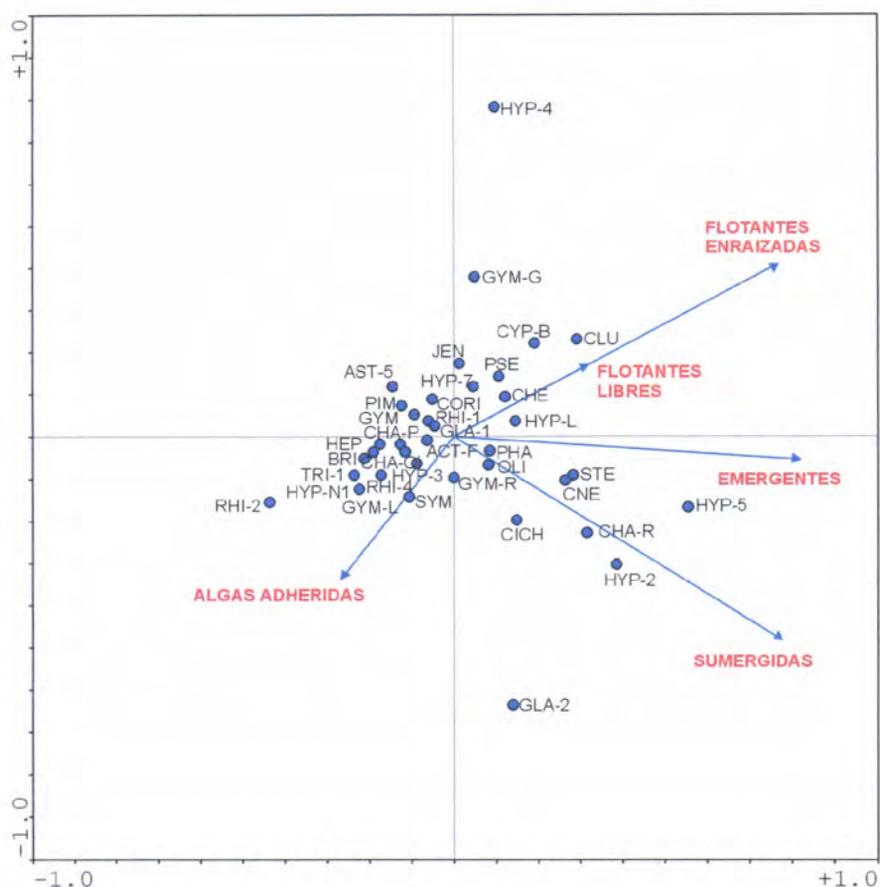
TAXA		TAXA	
<i>Briconamericus</i> sp	BRI	<i>Hyphessobrycon</i> sp3	HYP-3
<i>Cichlasoma facetum</i>	CICH	<i>Hyphessobrycon</i> sp4	HYP-4
Clupeidae	CLU	<i>Hyphessobrycon</i> sp5	HYP-5
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	CNE	<i>Hyphessobrycon</i> sp7	HYP-7
<i>Characidium orientale</i>	CHA-O	<i>Astyanax</i> sp5	AST-5
<i>Corydoras</i> sp	CORI	<i>Hyphessobrycon</i> sp2	HYP-2
<i>Characidium pterostictum</i>	CHA-P	Glandulocaudinae 2	GLA-2
<i>Characidium rachovii</i>	CHA-R	<i>Cheirodon</i> sp	CHE
<i>Cyphocharax voga</i>	CYP-B	<i>Astyanax fasciatus</i>	AST-F
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	GYM-G	<i>Hyphessobrycon luetkeni</i>	HYP-L
<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	GYM-L	Glandulocaudinae 1	GLA-1
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	GYM-R	<i>Oligosarcus</i> sp	OLI
<i>Gymnogeophagus</i> sp	GYM	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	PHA
<i>Heptapterus mustelinus</i>	HEP	<i>Pimelodella</i> sp	PIM
Hypoptopomatinae 1	HYP-N1	<i>Pseudocorinopoma doriai</i>	PSE
<i>Jenynsia</i> sp	JEN	<i>Steindachnerina biornata</i>	STE
<i>Rhineloricaria</i> sp 1	RHI-1	<i>Symbbranchus marmoratus</i>	SYM
<i>Rhineloricaria</i> sp 2	RHI-2	Trichomictoridae 1	TRI-1
<i>Rhineloricaria</i> sp 4	RHI-4		

Fig. 17. Análisis de correspondencia canónica entre las matrices de densidad de peces y atributos del cauce de cada sitio de muestreo. Lista de abreviaciones de los taxa identificados. Información adicional de este análisis es presentada en la Tabla 16.

El margen de los cauces explicó un 61% de la varianza de especies (Tabla 18). En este caso sólo el primer eje canónico fue estadísticamente significativo. Dentro de todos los factores analizados solamente la vegetación herbácea ( $F=2.46$ ,  $p<0.005$ ), el bosque nativo ( $F=2.14$ ,  $p<0.005$ ) y las raíces expuestas en el margen ( $F=2.06$ ,  $p<0.005$ ) presentaron una contribución estadísticamente significativa a la relación especie-ambiente.

La relación entre las especies-características del entorno no resultó significativa mediante el CCA. (Tabla 19). Sin embargo, algunos factores como el bosque nativo ( $F=2.12$ ,  $p<0.005$ ) y la escasa pendiente ( $F=1.76$ ,  $p<0.05$ ) tuvieron una contribución estadísticamente significativa.

La ordenación directa entre la comunidad peces y la calidad del agua, a diferencia del resultado obtenido a través del método de correlación de matrices, pudo explicar significativamente cerca de un 73% de la varianza acumulada de los datos de peces (Tabla 20). El conjunto de ejes canónicos, así como el primer eje fueron estadísticamente significativos. Las variables que presentaron un mayor gradiente ambiental y por lo tanto contribuyeron de forma estadísticamente significativa a la distribución espacial de las especies fueron la transparencia del agua ( $F=2.30$ ,  $p<0.005$ ), pH ( $F=1.84$ ,  $p<0.05$ ) y temperatura ( $F=1.53$ ,  $p<0.05$ ). En la Fig. 19 se pueden observar aquellas especies que presentan una mayor abundancia en ambientes con alta transparencia y alta concentración de oxígeno disuelto como el caso de *Rhineloricaria sp2*, *Characidium orientale* y *Pimelodella sp*, mientras que otras especies tales como, *Characidium rachovii*, *Cichlasoma facetum*, *Phalloceros sp.*, *Cnesterodon decemmaculatus*, estuvieron preferentemente relacionados con ambientes de alta conductividad, bajo pH, baja transparencia y temperatura intermedia.



TAXA		TAXA	
<i>Briconamericus</i> sp	BRI	<i>Hyphessobrycon</i> sp3	HYP-3
<i>Cichlasoma facetum</i>	CICH	<i>Hyphessobrycon</i> sp4	HYP-4
Clupeidae	CLU	<i>Hyphessobrycon</i> sp5	HYP-5
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	CNE	<i>Hyphessobrycon</i> sp7	HYP-7
<i>Characidium orientale</i>	CHA-O	<i>Astyanax</i> sp5	AST-5
<i>Corydoras</i> sp	CORI	<i>Hyphessobrycon</i> sp2	HYP-2
<i>Characidium pterostictum</i>	CHA-P	Glandulocaudinae 2	GLA-2
<i>Characidium rachovii</i>	CHA-R	<i>Cheirodon</i> sp	CHE
<i>Cyphocharax voga</i>	CYP-B	<i>Astyanax fasciatus</i>	AST-F
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	GYM-G	<i>Hyphessobrycon luetkeni</i>	HYP-L
<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	GYM-L	Glandulocaudinae 1	GLA-1
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	GYM-R	<i>Oligosarcus</i> sp	OLI
<i>Gymnogeophagus</i> sp	GYM	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	PHA
<i>Heptapterus mustelinus</i>	HEP	<i>Pimelodella</i> sp	PIM
Hypoptomatinae 1	HYP-N1	<i>Pseudocorinopoma doriai</i>	PSE
<i>Jenynsia</i> sp	JEN	<i>Steindachnerina biornata</i>	STE
<i>Rhineloricaria</i> sp 1	RHI-1	<i>Symbranchus marmoratus</i>	SYM
<i>Rhineloricaria</i> sp 2	RHI-2	Trichomictoridae 1	TRI-1
<i>Rhineloricaria</i> sp 4	RHI-4		

Fig. 18. Análisis de correspondencia canónica entre las matrices de densidad de peces y atributos de la vegetación acuática de cada sitio de muestreo. Lista de abreviaciones de los taxa identificados. Información adicional de este análisis es presentada en la Tabla 17.

Tabla 17. Resultados del análisis de correspondencia canónica entre la matriz de densidad de peces y características de la vegetación acuática de cada estación de muestreo. En la parte inferior se señalan los resultados de la Prueba de Monte-Carlo. La representación gráfica de esta análisis es incluida en la Fig. 18.

VEGETACION ACUATICA - PECES	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4	INERCIA TOTAL
Valor propio	.259	.145	.094	.066	2.699
Correlaciones especies-ambiente	.852	.819	.766	.692	
Porcentaje acumulado de varianza					
A) datos de especies	9.6	15.0	18.5	20.9	
B) relación especies-ambiente	43.2	67.4	83.1	94.0	
Suma de valores propios libres					2.699
Suma de valores propios canónicos					.600
% Varianza explicada					56.4

(Prueba de Monte Carlo -199 permutaciones)

Prueba de significancia del primer eje canónico.

F-ratio = 2.975  
P-valor = .0100

Prueba de significancia de todos los ejes canónicos.

F-ratio = 1.602  
P-valor = .005

Tabla 18. Resultados del análisis de correspondencia canónica entre la matriz de densidad de peces y características del margen de cada estación de muestreo. En la parte inferior se señalan los resultados de la Prueba de Monte-Carlo.

SECTOR MARGINAL - PECES	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4	INERCIA TOTAL
Valor propio	.261	.132	.116	.101	2.699
Correlaciones especies-ambiente	.866	.824	.818	.778	
Porcentaje acumulado de varianza					
A) datos de especies	9.7	14.6	18.9	22.6	
B) relación especies-ambiente	31.5	47.4	61.4	73.5	
Suma de valores propios libres					2.699
Suma de valores propios canónicos					.830
% Varianza explicada					61.0

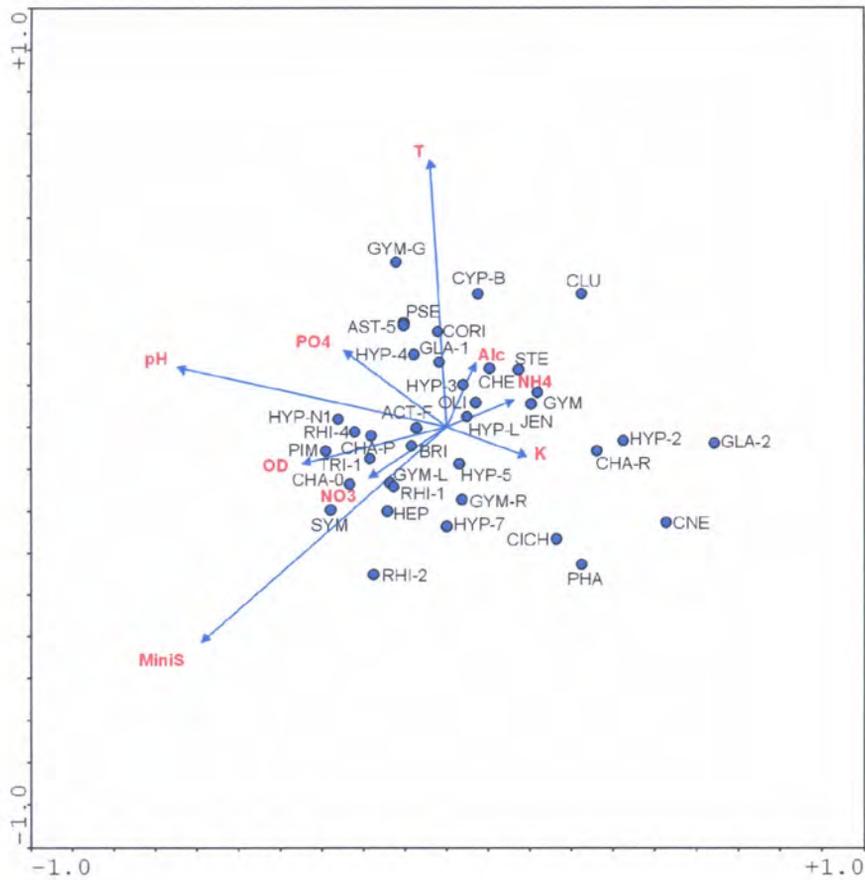
(Prueba de Monte Carlo -199 permutaciones)

Prueba de significancia del primer eje canónico.

F-ratio = 2.575  
P-valor = .0200

Prueba de significancia de todos los ejes canónicos.

F-ratio = 1.185  
P-valor = .1050



TAXA	TAXA	TAXA	TAXA
<i>Briconamericus</i> sp	BRI	<i>Hyphessobrycon</i> sp3	HYP-3
<i>Cichlasoma facetum</i>	CICH	<i>Hyphessobrycon</i> sp4	HYP-4
Clupeidae	CLU	<i>Hyphessobrycon</i> sp5	HYP-5
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	CNE	<i>Hyphessobrycon</i> sp7	HYP-7
<i>Characidium orientale</i>	CHA-O	<i>Astyanax</i> sp5	AST-5
<i>Corydoras</i> sp	CORI	<i>Hyphessobrycon</i> sp2	HYP-2
<i>Characidium pterostictum</i>	CHA-P	Glandulocaudinae 2	GLA-2
<i>Characidium rachovii</i>	CHA-R	<i>Cheirodon</i> sp	CHE
<i>Cyphocharax voga</i>	CYP-B	<i>Astyanax fasciatus</i>	AST-F
<i>Gymnogeophagus gymnogenys</i>	GYM-G	<i>Hyphessobrycon luetkeni</i>	HYP-L
<i>Gymnogeophagus labiatus</i>	GYM-L	Glandulocaudinae 1	GLA-1
<i>Gymnogeophagus rhabdotus</i>	GYM-R	<i>Oligosarcus</i> sp	OLI
<i>Gymnogeophagus</i> sp	GYM	<i>Phalloceros caudimaculatus</i>	PHA
<i>Heptapterus mustelinus</i>	HEP	<i>Pimelodella</i> sp	PIM
Hypoptopomatinae 1	HYP-N1	<i>Pseudocorinopoma doriai</i>	PSE
<i>Jenynsia</i> sp	JEN	<i>Steindachnerina biornata</i>	STE
<i>Rhineloricaria</i> sp 1	RHI-1	<i>Symbranchus marmoratus</i>	SYM
<i>Rhineloricaria</i> sp 2	RHI-2	Trichomictoridae 1	TRI-1
<i>Rhineloricaria</i> sp 4	RHI-4		

Fig. 19. Análisis de correspondencia canónica entre las matrices de densidad de peces y atributos de la calidad del agua de cada sitio de muestreo. Lista de abreviaciones de los taxa identificados. Información adicional de este análisis es presentada en la Tabla 20.

Tabla 19. Resultados del análisis de correspondencia canónica entre la matriz de densidad de peces y características del entorno de cada estación de muestreo. En la parte inferior se señalan los resultados de la Prueba de Monte-Carlo.

ENTORNO PECES	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4	INERCIA TOTAL
Valor propio	.239	.157	.091	.064	2.699
Correlaciones especies-ambiente	.815	.822	.765	.761	
Porcentaje acumulado de varianza					
A) datos de especies	8.9	14.7	18.0	20.4	
B) relación especies-ambiente	34.0	56.3	69.2	78.3	
Suma de valores propios libres					2.699
Suma de valores propios canónicos					.703

(Prueba de Monte Carlo -199 permutaciones)

Prueba de significancia del primer eje canónico.

F-ratio = 2.430  
P-valor = .0800

Prueba de significancia de todos los ejes canónicos.

F-ratio = 1.101  
P-valor = .2700

Tabla 20. Resultados del análisis de correspondencia canónica entre la matriz de densidad de peces y características de la calidad del agua de cada estación de muestreo. En la parte inferior se señalan los resultados de la Prueba de Monte-Carlo. La representación gráfica de esta análisis es incluida en la Fig. 19.

CALIDAD DE AGUA - PECES	EJE 1	EJE 2	EJE 3	EJE 4	INERCIA TOTAL
Valor propio	.295	.234	.116	.084	2.722
Correlaciones especies-ambiente	.870	.910	.770	.736	
Porcentaje acumulado de varianza					
A) datos de especies:	10.8	19.4	23.7	26.8	
B) relación especies-ambiente:	30.1	53.9	65.7	74.3	
Suma de valores propios libres					2.722
Suma de valores propios canónicos					.982
% Varianza explicada					72.8

(Prueba de Monte Carlo -199 permutaciones)

Prueba de significancia del primer eje canónico.

F-ratio = 2.677  
P-valor = .0150

Prueba de significancia de todos los ejes canónicos.

F-ratio = 1.380  
P-valor = .0150

## 4. DISCUSION

### 4.1. RELACION DE LOS RESULTADOS HALLADOS CON EL MARCO TEORICO EXISTENTE

La composición y abundancia de peces varía considerablemente y de forma no aleatoria a través de los ambientes naturales. Esta variación espacial en la comunidad íctica proviene tanto de las barreras históricas a la dispersión que regulan la especiación y la distribución regional (Hocutt & Wiley 1992), como también de factores ambientales como el régimen de flujo, química del agua y predación (Angermeier & Winston 1999).

Varios estudios publicados hasta el presente han demostrado un incremento en la diversidad de la comunidad de peces desde las nacientes hacia las desembocaduras (Larimore *et al.* 1952, Sheldon 1968), dado fundamentalmente por una adición de especies. Sheldon especuló que el factor primario de dicho incremento respondía al aumento en la profundidad aguas abajo. Gorman & Karr (1978) expresan que dicho cambio en la diversidad de la comunidad a lo largo del gradiente horizontal de un río responde a cambios en las características del hábitat y puede reflejarse en una adición de especies, reemplazo de especies y/o cambios en las abundancias relativas. En el presente estudio, si bien se pudo constatar un aumento en el número de especies presentes desde las nacientes hacia las desembocaduras, no se registró un aumento en los valores de la diversidad de la comunidad a lo largo del gradiente horizontal. Esto podría explicarse en parte por una equidad levemente menor (estadísticamente no significativa) en las comunidades aguas abajo.

El área de drenaje y la geomorfología están frecuentemente relacionados con la composición de la comunidad de peces en análisis de amplia escala espacial (Hawkes *et al.* 1986), mientras que el tamaño del curso, su elevación y la morfología del canal (secuencia rápidos-pozones) influyen las comunidades en escalas espaciales más pequeñas (Rahel & Hubert 1991). En el presente estudio se observó que todas las cuencas analizadas presentaron diferencias estadísticamente significativas en cuanto a sus características geomorfológicas, edafológicas y de vegetación, pero no en cuanto al uso del suelo. Esto se explica por el hecho de que, en términos generales, se observa un uso del territorio relativamente homogéneo predominantemente destinado a la ganadería extensiva, apareciendo otras actividades en forma minoritaria dentro del área de estudio. Dentro del conjunto de atributos anteriormente mencionados los que



mejor describieron la comunidad de peces fueron los de geomorfología y los de vegetación. Esta última, al haber sido definida fundamentalmente en base a criterios fisonómicos directamente relacionados con la geomorfología del área no aporta una información sustancialmente diferente a la de la geomorfología. Hay que considerar que la zonación horizontal de varios atributos de los sistemas lóticos, como predice la hipótesis del Continuo, son ocasionados fundamentalmente por modificaciones geomorfológicas y de la vegetación asociada a las cuencas de drenaje. La consideración de otros atributos de la vegetación como su composición específica podría ser de mayor utilidad en estudios como el presente. En una escala espacial menor, en concordancia con la bibliografía, la estructura del hábitat también fue un buen descriptor de la comunidad de peces. Las características del cauce, la vegetación acuática, el sector marginal y el entorno de los puntos de muestreo, condicionaron en mayor o menor medida a la comunidad.

Los primeros estudios que relacionaron la diversidad de las comunidades con la estructura del hábitat fueron realizados por MacArthur (1964) quien demostró que la diversidad de la comunidad de aves aumentaba con el aumento de la complejidad de la vegetación. Mas tarde, esta relación general fue extrapolada a los mamíferos (Rosenweig & Winakur 1969) y reptiles (Pianka 1967). La vegetación es un componente clave del ambiente lótico, siendo un factor importante en el mantenimiento de la estabilidad del canal (Petts & Calow 1996). En los últimos años, se ha intentado aplicar los mismos principios en ambientes acuáticos. En el presente estudio, la matriz de vegetación en su conjunto (acuática, marginal y del entorno) demostró ser un factor muy importante para el ensamblaje de las comunidades de peces, siendo notoria una mayor abundancia de peces en ambientes con macrófitas. Los cambios espaciales de la frecuencia de las distintas formas de vida de la vegetación acuática pudo explicar una parte de la variación en la comunidad de peces, como fue demostrado en el CCA y en la Prueba de Mantel. Su explicación puede deberse a que este tipo de vegetación provee de refugio o de un ambiente propicio para la cría y/o reproducción de peces e invertebrados. Asimismo, la vegetación del sector marginal de los cursos también demostró ser relevante con respecto a la fauna íctica, siendo particularmente importantes las proporciones de vegetación herbácea, bosque nativo y las raíces expuestas en el margen. Como se podría esperar, las características del entorno inmediato de los cursos en su conjunto, fueron menos relevantes que las del sector marginal para el establecimiento de peces, sin embargo las características de la vegetación nativa del entorno fueron importantes de forma



individual.

El sustrato es un buen predictor de la riqueza de especies de crustáceos decápodos marinos (Abele 1974), insectos del bentos (Allan 1975) y moluscos de agua dulce (Harman 1972). Como estos grupos pasan su vida adulta en el sustrato no es sorprendente que la riqueza de estas especies se correlacione con la diversidad de sustratos. Teniendo en cuenta que muchos peces se alimentan directamente de estos grupos de organismos, resulta lógico pensar que la estructura del fondo que condiciona la presencia de invertebrados, por ende, condicione la fauna íctica asociada. En este caso, la variación espacial de los atributos del sustrato no fueron estadísticamente significativos para explicar la variación de la comunidad cuando se consideraron en forma individual. Sin embargo, en el conjunto de atributos del cauce sí fueron relevantes. Particularmente con respecto a estas características, las estaciones presentaron una zonificación desde las zonas altas hasta las bajas, lo que condicionó la composición y abundancia de los peces. De acuerdo con otros estudios, los atributos individuales del cauce que se identificaron como mejores descriptores individuales fueron la morfología y el orden (que está íntimamente relacionado con la superficie de drenaje).

Las características físico-químicas del agua se han postulado como estructuradoras de la comunidad de peces (Bistoni *et al.* 1999), simplificando su estructura a medida que aumenta la degradación de la calidad del agua. Estos autores encontraron (en regiones geográficas próximas a las nuestras, Córdoba, Argentina) que ciertos peces del orden de los Cyprinodontiformes, por ser capaces de respirar el oxígeno de las capas superiores del agua donde la concentración del mismo es mayor (Tagliani *et al.* 1992), podían habitar aguas más contaminadas. Si bien los valores de las variables físico-químicas registradas en el presente estudio no señalaron cuerpos de agua notoriamente degradados, existieron sitios con niveles bajos de oxígeno disuelto donde concomitantemente con una menor riqueza de especies, se registraron mayores abundancias de peces del orden Cyprinodontiformes, como *Cnesterodon decemmaculatus* y *Jenynsia* sp. Estas especies que presentaron, en general, alta densidad y baja biomasa son muy resistentes a condiciones adversas en la calidad del agua y suelen observarse en bajas proporciones en ambientes bien conservados. Al ser más tolerantes, estas especies suelen incrementar su abundancia en ambientes moderadamente degradados, como en muchos ambientes urbanos de nuestro país. Cabe resaltar que los atributos físico-químicos de la calidad del agua no exhibieron una correlación con la comunidad



de peces a través de la Prueba de Mantel. Esta prueba se ajusta a un modelo lineal entre la matriz biológica y la ambiental. En cambio, a través del análisis de ordenación directa (CCA), el cual utiliza un modelo unimodal, se encontró una importante relación. La relevancia de esta observación radica en que es indicativa del tipo de respuesta que presentan estos organismos frente a las alteraciones de la calidad del agua.

Las comunidades de peces disminuyen en abundancia ante degradaciones severas del ambiente, no obstante la riqueza de especies y la diversidad pueden aumentar con degradaciones menores o moderadas (Fausch *et al.* 1990). Se postula con respecto a las comunidades de peces, que ante un proceso de eutrofización aumenta su producción (Ryding & Rast 1990, Downing *et al.* 1990), pero la composición específica cambia. En ambientes enriquecidos, especies ícticas de características generalistas van a tender a aumentar su productividad debido a una mayor disponibilidad de alimento. Sin embargo, aquellas especies con requerimientos más estrechos pueden disminuir su productividad debido a la modificación de los recursos que las sustentan. En este sentido, las técnicas distribucionales permitieron identificar sitios con potenciales signos de alteración ambiental, por sus distribuciones diferenciales de abundancia de peces en términos de densidad y biomasa. Se destacaron sitios en los que se observó una menor calidad del agua y/o modificaciones en la estructura del hábitat para peces como en las estaciones correspondientes a las ciudades de Melo (T5) y Treinta y Tres (O5), la zona baja del Tacuarí (T8), una zona alta del Olimar (O2) y las estaciones Atlánticas bajas del arroyo Rocha (A8). Futuros análisis en estas puntos serán útiles para ratificar o descartar las tendencias observadas y encontrar las causas de las diferencias en las curvas ABC.

La mayoría de los estudios que se han realizado en torno a las hipótesis antes mencionadas, se han llevado a cabo en países del hemisferio norte, en zonas templadas y frías con abundante vegetación caducifolia cuyos ríos presentan amplios gradientes altitudinales y grandes extensiones. La región de estudio presenta alturas moderadas (menores de 550 metros) y la vegetación arbórea caducifolia representa porcentajes menores que en las latitudes antes mencionadas. No obstante ello, la variación en las comunidades de peces de la Reserva de Biosfera Bañados del Este pudo ser explicada por descriptores ambientales locales del sitio de muestreo y por atributos de su cuenca de drenaje, en concordancia con los estudios precedentes.



## 4.2. RELEVANCIA DE LOS RESULTADOS HALLADOS EN EL CONTEXTO DEL AREA DE ESTUDIO

En términos generales, se observó una mayor riqueza en la Cuenca de Laguna Merín, con respecto a la Cuenca Atlántica. La primera posee una superficie de drenaje mucho mayor que la segunda. Newall & Magnuson (1999) encontraron que la composición específica de peces estaba íntimamente relacionada con la superficie de drenaje. Esta característica, además de las diferencias en la riqueza de especies observadas entre las cuencas podría contribuir a explicar lo observado.

Una particularidad interesante del área de estudio la constituyó la cuenca del río Tacuarí. Esta difirió del resto de las cuencas fundamentalmente en cuanto a sus características geomorfológicas (destacándose con altos porcentajes de colinas y lomadas gondwánicas y en menor proporción llanuras bajas fluviales), y de su vegetación asociada (donde se destacan pradera invernal-estival, matorral serrano, bosque fluvial y comunidades uliginosas). La calidad del agua también se distinguió en esta cuenca frente al resto, presentando los mayores valores promedio de las variables estudiadas. Concomitantemente con ello, la riqueza de especies observada fue la mayor de todas las cuencas, seguida por la del Yaguarón. Esta observación en la comunidad de peces concuerda con lo hallado por otros estudios en el área del Tacuarí- Yaguarón en relación a otros grupos de fauna y flora. El número total de vertebrados (excepto peces) alcanzó las 131 especies (PROBIDES, 1999). El área en cuestión probablemente represente parte del borde austral de distribución de muchas especies cuyo rango es típicamente más tropical. Los resultados encontrados validan los descriptores del paisaje y locales empleados para la explicación de la variación de la comunidad de peces y a la vez, sugiere una profundización en el análisis de las características ambientales de esta región del país.

El territorio de la Reserva, si bien actualmente, en términos generales exhibe características de ambientes relativamente conservados, algunas de las actividades productivas que en ella se realizan, representan serias amenazas en detrimento de su conservación. Lenat & Crawford (1989, 1994) compararon sistemas lóticos que recibían aguas de cuencas agrícolas, forestadas y urbanizadas en Carolina del Norte (EEUU), a través de la riqueza, abundancia e índices de integridad biótica en peces e invertebrados. Estos autores encontraron que el grado de afectación mayor lo presentaron ambas comunidades en sistemas próximos a zonas urbanizadas, luego se ubicaron aquellas



afectadas por áreas agrícolas, mientras que por último se encontraron las que habitaban cursos que poseían forestación en su cuenca de drenaje.

Una de las alteraciones más importantes del área de estudio la constituye el cultivo intensivo de arroz, el cual se desarrolló modificando enormemente la estructura de los bañados, los ciclos de circulación de los cauces de agua y el manejo de los suelos. Esto ha tenido un efecto innegable sobre la zona de humedales y adyacentes que puede resumirse como una severa "pérdida de hábitat" que servía de sustento a una diversa y rica fauna. Cabe resaltar que el área seleccionada para el presente estudio, no incluyó la mayor parte de la cuenca arroceras, que se ubica en las zonas más bajas y de humedales que drenan principalmente hacia la Laguna Merín en forma directa. Este tipo de cultivos implica un manejo en el cual se modifican los cauces de los cursos de agua en términos de sus morfologías, márgenes y sustratos, afectando de esta manera la estructura del hábitat para peces. En este sentido, el presente estudio puede servir de base para la comparación con las comunidades presentes en áreas arroceras intensivas para intentar cuantificar en el significado biológico de la pérdida de hábitat en sistemas acuáticos. Asimismo, la calidad del agua de estos sitios se ve alterada por el uso de fertilizantes y agroquímicos, si bien estos aspectos no fueron considerados en el presente estudio deberían ser tenidos en cuenta en el abordaje a la evaluación de los impactos ocasionados por estas actividades.

Otra actividad que si bien en la actualidad no representa un porcentaje mayoritario del uso del territorio de la Reserva, pero que aparece como la actividad que tendrá mayor crecimiento en la región es la forestación (PROBIDES 1999). En el área de estudio, se pudo constatar un gran número de proyectos forestales que por practicarse sobre suelos superficiales de pendiente pronunciada, además de aparentar características de implantación y crecimiento muy bajas, pueden llegar a ser graves en términos de erosión. La explotación forestal deja amplios sectores desprovistos de vegetación durante la faena de las plantaciones y en el período posterior. Hasta la regeneración de la cobertura vegetal, grandes cantidades de material llegan a los ríos por erosión de los suelos. Esto puede modificar las características del cauce como su morfología o sustrato, características que están íntimamente relacionados con la comunidad íctica como se encontró en este estudio. Además, la vegetación nativa del sector marginal y del entorno inmediato se relacionó con la composición y abundancia de la comunidad de peces. La modificación de estos sectores para actividades de forestación u otras ocasionará cambios en las comunidades naturales. La evaluación y monitoreo continuo de las comunidades ícticas



prometen ser una herramienta eficaz para la detección de las alteraciones ambientales ocasionadas por esta.

Con respecto a la ganadería y agricultura de la región, las alteraciones más relevantes que amenazan a los ambientes acuáticos y por ende a la comunidad íctica lo representan los sistemas agrícolas muy intensivos, con alta continuidad en la utilización de insumos químicos y agroquímicos. Asimismo, sistemas ganaderos intensivos con alta producción de efluentes orgánicos sin tratamiento o sin sistemas de disposición (como en ciertos tipos de lechería intensiva) y áreas con represamiento indiscriminado de cauces (que afectan la movilidad de las especies) influyen en forma negativa a las comunidades de peces.

Por último, el crecimiento y expansión urbana en la gran mayoría del área de estudio se ha dado en forma desordenada, careciendo en casi todos los casos de planes urbanísticos que establecieran normas en cuanto al desarrollo urbano de la propia ciudad y en particular sobre la articulación de la ciudad con su territorio inmediato. La carencia o en algunos casos insuficiente dotación de infraestructuras y servicios urbanos de estas zonas contribuye a generar diversos tipos de problemas ambientales. Los más comunes son aquellos vinculados a la contaminación, tanto aérea como de cursos de agua y suelos, originada por un inadecuado sistema de recolección y disposición de residuos sólidos, e insuficientes sistemas de saneamiento. Las actividades inmobiliarias, debido a la construcción de edificios y pavimentación de las calles, disminuyen la capacidad de infiltración del sector de la cuenca, lo que resulta en un escurrimiento superficial mayor alterando el caudal que llega a los cursos. Esta modificación del régimen de flujo de los cursos, puede alterar la morfología y otras características del hábitat importantes para la comunidad de peces. Asimismo, las aguas de escorrentía de áreas urbanizadas contienen un alto nivel de sólidos suspendidos y sedimentables, y una concentración superior de nutrientes que los cauces naturales. Para minimizar la carga de nutrientes aportadas por escorrentía superficial en sectores urbanizados y disminuir los riesgos de eutrofización de los sistemas acuáticos, se debe reducir y tratar los cauces de aguas de lluvia evacuadas a los ríos.



### 4.3. LA IMPORTANCIA DE LA COMUNIDAD DE PECES EN PROGRAMAS DE MONITOREO AMBIENTAL

La restauración y mantenimiento de ecosistemas lóticos se han tornado objetivos principales del manejo de recursos acuáticos (Gore 1985, Karr 1991, Rapport 1991). Para asegurar una probabilidad razonable de éxito, estas actividades deben ser multifuncionales (Brookes & Shields 1996) ya que los ríos son entidades físicas, químicas y biológicas. Años atrás Hynes (1975) expresaba que en todo sentido el valle dominaba al río. Las características de la cuenca influyen al río mediante controles de gran escala sobre la hidrología, exportación de sedimentos y química (Allan & Johnson 1997). Consecuentemente, alteraciones en la cuenca se reflejarían en el río. Como los efectos en la biota son generalmente el punto final de la degradación ambiental, actualmente, los lineamientos para la protección de los ríos han cambiado su centro de atención. Tradicionalmente, este se concentraba principalmente sobre medidas de parámetros y variable físico-químicas del agua, mientras que hoy se observa una tendencia hacia la inclusión de un mayor número de medidas biológicas. Asimismo, la gran mayoría de estos lineamientos han cambiado el énfasis sobre medidas biológicas intensivas en un sólo sitio, por evaluaciones en muchos sitios distribuidos a lo largo de amplias regiones geográficas.

Existen diversos tipos de indicadores posibles para la evaluación de la condición de los sistemas lóticos, incluyendo medidas de estructura y función de los componentes físicos y biológicos. Estos indicadores pueden representar escalas espaciales locales o de cuenca de drenaje y escalas temporales desde instantáneas hasta de largo plazo. Chapman (1992) sugiere que las aproximaciones holísticas "top-down" que evalúan la estructura de los componentes de los ecosistemas son las que tienen mayor probabilidad de ser más útiles, mientras que las aproximaciones reduccionistas "bottom-up" (Scrimgeour & Wicklum 1996) pueden ser mejores para dilucidar las razones de los impactos ocasionados en los ríos. En el presente estudio, si bien se incluyeron medidas de la estructura física y biológica en diferentes escalas espaciales, la escala temporal fue instantánea y no se incluyeron medidas de funcionamiento. En este sentido, los muestreos de peces suelen realizarse en un solo período del año por lo que un monitoreo anual continuado permitirá corroborar los resultados obtenidos. El funcionamiento de la comunidad representada fundamentalmente por las relaciones tróficas de sus miembros, constituye una información valiosa que deberá ser explorada en el futuro mediante por ejemplo, estudios de contenido estomacal de las especies.



Dentro de los indicadores biológicos existen muchas opciones (Norris & Norris 1995), pero los más comúnmente usados han sido macroinvertebrados bentónicos (Resh & Jackson 1993). Los peces están siendo cada vez más utilizados por presentar diversas ventajas. Una de las mayores ventajas radica en que la comunidad de peces integra los efectos directos e indirectos de las alteraciones en la totalidad del ecosistema acuático y manifiesta la significancia ecológica de la perturbación (Fausch *et al.* 1990). Los mismos autores resaltan que la principal desventaja de la utilización de los peces consiste usualmente en su limitada resolución, ya que generalmente no se pueden determinar mecanismos causales sin un estudio posterior más detallado. Los resultados obtenidos en el presente estudio demostraron que la comunidad íctica efectivamente refleja las modificaciones de muchos atributos del ambiente, pero todavía queda por conocer los mecanismo causales.

Todos los métodos utilizados en el presente estudio para analizar la comunidad de peces, pueden ser utilizados para la evaluación de la calidad ambiental. Los métodos univariados, entre los que se encuentran los índices de riqueza, diversidad y equidad han sido ampliamente utilizados para analizar la estructura de la comunidad y para evaluar el deterioro ambiental de los sistemas acuáticos (Peet 1974). Sus principales ventajas consisten en que son relativamente sencillos de calcular, están ampliamente difundidos por lo que son generalmente bien interpretados y necesitan poca información de base para ser aplicados. Las desventajas que presentan son dispares. El índice de riqueza por ejemplo, depende del tamaño de la muestra y entrega poca información acerca de la comunidad. Además, como se pudo comprobar en el presente estudio, varía regionalmente (diferencias entre cuencas) y a lo largo del gradiente horizontal (diferencias entre sectores) del río. Para inferir una degradación a través de estos índices se debería determinar la composición específica de sitios de referencia relativamente naturales, teniendo en cuenta estos factores (Fausch *et al.* 1990). Los índices de diversidad y equidad presentan aún más limitaciones. Estos incorporan relativamente poca información biológica y al estar relacionados con la riqueza son más difíciles de interpretar (Peet 1974). Asimismo, ignoran la información acerca de la función de la comunidad y no consideran la identidad de las especies o su abundancia absoluta. Así, una perturbación no selectiva puede cambiar una comunidad de muchas especies, algunas de las cuales con baja abundancia relativa, por otra con menos especies más equitativamente abundantes, aumentando el índice de diversidad aunque el número total de individuos disminuya (Kovalak 1981). En el presente estudio, los índices de diversidad y equidad no aportaron información significativa en cuanto a las diferencias espaciales de la comunidad.



Las técnicas distribucionales utilizadas para el análisis de las comunidades ícticas, permitieron identificar sitios con signos potenciales de alteración ambiental. No obstante ello, para la determinación de un impacto ambiental se sugiere el análisis de un conjunto de sitios control y potencialmente impactados, para obtener patrones inequívocos de ausencia y presencia de disturbio (Clarke & Warwick 1994). Una de las ventajas que presenta este análisis es que provee una medida absoluta de impacto, ya que el disturbio es evaluado en base a muestras colectadas en un solo sitio.

Los métodos multivariados aunque prometen ser muy útiles han sido pobremente utilizados para la evaluación ambiental a través de los peces hasta el presente. En el presente estudio, brindaron información relevante de las características de la estructura de la comunidad de peces, de las características del ambiente y de las relaciones entre estas. Las principales ventajas que presentan para el monitoreo del ambiental radican en la flexibilidad de requerimientos que presentan para los datos y que pueden ser usados para evaluar la estructura y la función de la comunidad. Son útiles para explorar los datos y generar hipótesis ecológicas relevantes (Smith *et al.* 1988). Una desventaja que presentan los índices derivados de procedimientos multivariados radica en que dependen de las características de las muestras utilizadas para calcularlos. Diferentes comunidades pueden disponerse lejos una de otra respecto a los ejes multivariados debido a factores naturales que originen distinta composición de especies (como se encontró en el presente estudio, debido al gradiente horizontal de los sistemas lóticos). Por lo tanto, adicionalmente a los datos comparables de comunidades de peces, en este caso también se deben incluir muestras de sitios de referencia naturales y degradados para que estos índices sean útiles.

#### **4.4. POSIBLES ESTRATEGIAS PARA EL MEJORAMIENTO DEL MONITOREO DE LA COMUNIDAD DE PECES**

La identificación taxonómica presentó una limitación en el presente estudio, ya que el país no cuenta con una revisión actualizada de la fauna íctica de agua dulce. El proceso de identificación que se desarrolla en el presente y la construcción de una colección que quedará depositada en la Facultad de Ciencias facilitará posteriores estudios como el presente. Esto contribuirá a identificar aquellas especies indicadoras de diferentes condiciones ambientales, así como de distintos tipos de alteraciones.

Otro aspecto que podría ser explorado es la utilización de la comunidad de peces a nivel



genérico o de familias. La identificación de los organismos de una comunidad a nivel de especies representa un alto costo en términos de trabajo y tiempo. Muchos estudios recientes han demostrado que se pierde muy poca información al trabajar con niveles taxonómicos más altos que el de especies (ej. familia) (Warwick 1993). En la actualidad la utilización de taxa indicadores han sido escasamente propuestos para la evaluación de impacto ambiental en comparación con la utilización de gremios (Verner 1984).

El muestreo de peces presenta ciertas limitaciones ya que no existe ningún método de captura que sea efectivo para la totalidad de situaciones que presentan los sistemas lóticos. La pesca eléctrica es considerada uno de los más efectivos, sin embargo, en sistemas profundos resulta ineficiente por no poder acceder a todo el cauce. Asimismo, al igual que en sistemas lénticos se debería examinar si existe una variación en el patrón de la comunidad a lo largo del día, particularmente en relación al sector marginal de los ríos. Si existe tal variación podría considerarse un diseño de muestreo diferencial en términos de la hora del día a realizarse. Estos problemas no se presentan en las zonas altas ya que el método de pesca eléctrica asegura que la totalidad de la comunidad es colectada.

Por último, una perspectiva a más largo plazo podría ser la construcción de Indices de Integridad Biótica. Estos índices compuestos, propuestos por primera vez por Karr (1981) para evaluar la degradación ambiental en ríos de los Estados Unidos, se basan en la inclusión de una serie de atributos ecológicos de las comunidades de peces. Tienen en cuenta la riqueza, abundancia, presencia de especies indicadoras (tolerantes e intolerantes), gremios tróficos, la incidencia de hibridación, enfermedades y anomalías. Por lo tanto, integran características de la comunidad, población y el organismo individual para evaluar la integridad biológica (Karr *et al.* 1986). La principal ventaja de estos índices es que utilizan mayor cantidad de la información contenida en la comunidad que otros índices. Sin embargo, para su aplicación requieren de gran información de base acerca de las comunidades de peces presentes en una región ecológica, incluyendo la características de éstas en sitios relativamente conservados de dicha región. Mientras que la fauna íctica de los Estados Unidos y Canadá (donde estos índices ya han sido utilizados exitosamente en diversas evaluaciones) han sido descritas en la mayoría de las regiones, en nuestro país este proceso se encuentra recién en sus comienzos.



## 5. REFERENCIAS BIBLIOGRAFICAS

Abele, L. G. 1974. Species diversity of decapod crustaceans. *Ecology* 55:156-161.

Allan, J. D. 1975. The distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. *Ecology* 56:1040-1053.

Allan, J. D. 1995. *Stream Ecology. Structure and function of running waters*. Chapman and Hall. London. U.K.

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

Angermeier, P. L. & M. R. Winston. 1999. Characterizing fish community diversity across Virginia landscapes: prerequisite for conservation. *Ecological Society of America* (eds.). *Ecological Applications* 9(1):335-349.

Allen, J. D., D. L. Erickson & J. Fay. 1997. The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales. *Freshwater Biology* 37: 149- 191.

Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder & B. Stribling. 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, Second Edition*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

Barra, R., M. Perez, & J. Rubin. 1995. Un análisis comparativo del uso y manejo de pesticidas en los Estados Unidos y Chile. Informe final USAID/Centro EULA-Chile Universidad de Concepción.

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

Black, J. D. 1949. Changing fish populations as an index to pollution and soil erosion. *Transactions of the Illinois Academy of Science* 42:145-148.

Brookes, A. & Shields F. D. Jr (ed) 1996. River Channel Restoration: Guiding Principles for Sustainable Projects. Wiley, Chichester.

Cairns, J. 1979. Biological monitoring-concept and scope. En: J. Cairns, G. P. Patil & W.E. Walters, editors. Environmental biomonitoring, assessment, prediction, and management. International Cooperative Publishing House, Fairland, Maryland. pp:3-20

Chapman, P. M. 1992. Ecosystem health synthesis: can we get there from here? Journal of Aquatic Ecosystem Health 1:69-79.

Clarke, K. R. & R. M. Warwick. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory.

Connell, J. H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science 199:1302-10.

Crisci, J. V. & M. F. López Armengol. 1983. Introducción a la teoría y práctica de la taxonomía numérica. Secretaría General de la OEA. Programa Regional de Desarrollo Científico y Tecnológico. Washington, D.C.

Chabalgoity, M. & P. Piperno. 1993. Gestión Ambiental de los humedales de la Cuenca de la Laguna Merín. Nº 8. Atlas socioeconómico de la cuenca de la laguna Merín-Uruguay. Tomo 2. CIEDUR, Montevideo, Uruguay. (Investigaciones,109)

Downing, J. A., C. Plante & S. Lalonde. 1990. Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. Canadian. Journal of Fisheries and Aquatic Science 47:1929-1936.

Fausch, K. D., J. Lyons, J. R. Karr & P. L. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. In: S. M. Adams (ed) Biological indicators of stress. Am. Fish. Soc. Symposium 8:123-144.

Gore, J. A. (ed) 1985. The Restoration of Rivers and Streams, 280p. Butterworth, Stoneham.

Gorman, O. T. & J. R. Karr. 1978. Habitat structure and stream fish communities. Ecological Society of America (ed). Ecology 59(3): 507-515.

Gregory, S. V., F. J. Swanson, W. A. McKee & K.W. Cummings. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones: Focus on links between land and water. Bioscience, 41:540-551.

Harman, W. 1972. Benthic substrates: their effect on freshwater mollusca. Ecology 53:271-277.

Hawkes, C. L., D. L. Miller & W.G. Layher. 1986. Fish ecoregions of Kansas: stream fish assemblage patterns and associated environmental correlates. Environmental Biology of Fishes 17:267-279.

Hocutt, C. H. & E. O. Wiley (ed) 1986. The zoogeography of North American freshwater fishes. John Wiley and Sons, New York, USA.

Holland, M.M. 1987. Wise use of wetlands: consideration of the biosphere reserves concept. UNESCO, Paris, Francia. 12 p.

Hollis *et al.* 1988. Explotación racional de los humedales. La naturaleza y sus recursos. 24 (1): 2-13.

Horton, R.E. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins: hydrophysical approach to quantitative morphology. Bulletin of Geological Society of America 56:275-350.

Hynes, H. B. N. 1975. Edgardo Baldi Memorial Lecture. The stream and its valley. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 19:1-15.

Jager, J. C. & C. W. N. Looman. 1995. Data collection. In: Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Jongman, R., C. J. F. ter Braak, & O. R. R. van Tongeren (eds.). Cambridge University Press, Cambridge. pp 10-28.

Jongman, R. H., ter Braak, C. J. F. & O. F. R. van Tongeren (eds.). 1995. Data Analysis in Community and Landscape Ecology. Cambridge University Press, Cambridge.

Jordan, T. E., D. L. Correll & D. E. Weller. 1997. Effects of agriculture on discharges of nutrients from Coastal Plains watersheds of Chesapeake Bay. *Journal of Environmental Quality* 26:836-848.

Junk, W. J., P.B. Bayley & R. E. Sparks. 1989. The flood-pulse concept in river-floodplain systems. In: *Proceedings of the International Large River Symposium*, (ed D.P. Dodge), Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106:110-27.

Karr, J. R. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management* 11:249-256.

Karr, J. R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1:66-84.

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

Karr, J. R., K. D. Fausch, P. L. Angermeier, P. R. Yant & L. J. Schlosser. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Special Publication 5. Illinois Natural History Survey.

Kent, M. & P. Coker. 1992. *Vegetation description and analysis: a practical approach*. John Wiley & Sons Ltd. London, England.

Kovalak, W. P. 1981. Assessment and prediction of impacts of effluents on communities of benthic stream macroinvertebrates. American Society for Testing and Materials Special Technical Publication 730:255-263.

Larimore, R. W., Q. H. Pickering & L. Durham. 1952. An inventory of the fishes of Jordan Creek, Vermilion County, Illinois. Illinois Natural History Survey, Biological Notes 29:1-29.

Legendre, P. & M. J. Fortín. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80: 107-138.

Lenat, D. R., & J. K. Crawford. 1994. Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams. *Hydrobiologia* 294:185-199.

MacArthur, R. H. 1964. Environmental factors affecting bird species diversity. *American Naturalist* 98:387-397.

McCahon, C. P., M. J. Poulton, P.C. Thomas, Q. Xu, D. Pascoe & C. Turner. 1991. Lethal and sublethal toxicity of field simulated farm waste episodes to several freshwater invertebrate species. *Water Research* 25(6):661-671.

Mantel, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalised regression approach. *Cancer Research* 27: 209-220.

Mazzeo, N. 1998. Criterios y bases para un monitoreo de los sistemas acuáticos continentales en la Reserva de Biosfera Bañados del Este. En: W. Norbis (ed). Seminario-Taller sobre Monitoreo Ambiental. Probides. Rocha, Uruguay. pp:51-61.

Newall, P. R. & J. J. Magnuson. 1999. The importance of ecoregion versus drainage area on fish distributions in the St. Croix River and its Wisconsin tributaries. *Environmental Biology of Fishes* 55:245-254.

Newbold, J. D., J. W. Elwood, R.V. O'Neill & W. Van Winkle. 1981. Measuring nutrient spiralling in streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 38:860-3.

Norris, R. H. & K. H. Norris. 1995. The need for biological assessment of water quality: Australian perspective. *Australian Journal of Ecology* 20:1-6.

Patrick, R. 1950. Biological measure of stream conditions. *Sewage and Industrial Wastes*, 22:926-938.

Patrick, R. 1975. Stream communities, in *Ecology and Evolution of Communities*, (ed M. L. Cody & J. M. Diamond), Belknap Press, Cambridge MA, pp:445-59.

Peckarsky, B. L., C. A. Cowan, M.A., Penton & C. Anderson. 1993. Sublethal consequences of stream-dwelling predatory stoneflies on mayfly growth and fecundity. *Ecology* 74:1836-46.

Peet, R. K. 1974. The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:285-307.

Petts, G. & P. Calow. 1996. *River Restoration*. Blackwell Science Ltd., London.

Persat, H. y G. H. Coop. 1989. Electrofishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In: *Developments in electric fishing*. I. G. Cowx y P. Lamarque (ed). Fishing news books, Blackwell Scientific Publications, Oxford. pp: 197-209.

Pianka, E. R. 1967. On lizard species diversity: North American flatland deserts. *Ecology* 48:333-351.

PROBIDES. 1997. *Reserva de Biosfera Bañados del Este: avances del Plan Director.*. PROBIDES, Rocha, Uruguay. 159p.

PROBIDES. 1999. *Plan Director. Reserva de Biosfera Bañados del Este*. Uruguay. Union Europea-PNUD-Global Environmental Facility. Mosca Hnos, Montevideo.

Rahel, F. J. & W .A. Hubert. 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.

Rapport, D. J. 1991. Myths in the foundations of economics and ecology. *Biological Journal of the Linnean Society* 44:185-202.

Resh, V. H. & J. K. Jackson. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: D. M. Rosengberg and V. H. Resh (ed) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. pp: 195-233.

Rosenweig, M. L. & J. Winakur. 1969. Population ecology of desert rodent communities:

habitat and environmental complexity. *Ecology* 50:558-572.

Ryding, S-O. & W. Rast. 1990. El control de la eutroficación en lagos y pantanos. Ediciones Pirámide, S.A. Madrid.

Scarlatto, G. 1993. Gestión ambiental de los humedales de la cuenca de la laguna Merín. La actividad arrocera en cuenca de la laguna Merín. Perspectiva histórica. CIEDUR, Montevideo, Uruguay. 168pp. (Investigaciones, 108).

Scasso, F. & N. Mazzeo. 2000. Ambientes acuáticos urbanos. En: Perfil Ambiental del Uruguay/2000. A. Domínguez & R. G. Prieto (ed). Editorial Nordan-Comunidad. Montevideo. pp 205-218.

Scrimgeour, G. J. & D. Wicklum. 1996. Aquatic ecosystem health and integrity: problems and potential solutions. *Journal of the North American Benthological Society* 15:2154-2261.

Shannon, C.E. & W. Weaver. 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press. Urbana

Sheldon, A. L. 1968. Species diversity and longitudinal succession in stream fishes. *Ecology* 49:193-198.

Smith, R. W., B. B. Bernstein & R. L. Cimberg. 1988. En: D. F. Soule & G. S. Kleppel (ed). Community-environment relationships in the benthos: applications of multivariate analytical techniques. Marine organisms as indicators. Springer-Verlag, New York. pp: 247-326

Strahler, A. N. 1954. Quantitative geomorphology of erosional landscapes. Compilation of the 19<sup>th</sup> International Geological Congress, Section 13:341-354.

Tagliani P., E. Barbieri & A. C. Neto. 1992. About a sporadic phenomenon of fish mortality by environmental hypoxia en the Senandes streamlet, State of Rio Grande do Sul, Brazil. *Ciencia e Cultura*, 44:404-406.

Taylor, C.M. 1997. Fish species richness and incidence patterns in isolated and connected stream pools: Effects of pool volume and spatial position. *Oecologia* 110:560-566.

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

Townsend, C. R. 1989. The patch dynamics concept of stream communities ecology. *Journal of North American Benthological Society* 8:36-50.

Underwood, A. J. 1997. *Experiments in Ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance.* Cambridge University Press, Cambridge.

Vannote, R. L., G. W. Minshall, K.W. Cummins, J. R. Sedell & C. E. Cushing. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37:130-137.

Verner, J. 1984. The guild concept applied to management of bird populations. *Environmental Management* 8:1-14.

Ward, J. V. & J. A. Stanford. 1987. The ecology of regulated streams: past accomplishments and directions for future research, in *Regulated Streams-Advances in Ecology*, (ed J.F. Craig y J. B. Kemper), Plenum, New York. pp. 391-401.

Warwick, R. M. 1983. Environmental impact studies on marine communities: Pragmatical considerations. *Australian Journal of Ecology* 18: 63-80.

Warwick, R. M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* 92: 557-62.

Watzin M C. & A. W. McIntosh. 1999. Aquatic ecosystems in agricultural landscapes: A review of ecological indicators and achievable outcomes. *Journal of Soil and Water Conservation* 54(4): 636-644.

## BIBLIOGRAFIA

---

Watson, J., E. Hassinger, K. Reffruschini, M. Sheedy & B. Anthony. 1994. Best management practices meeting water quality goals. *Journal of Soil and Water Conservation* 49(2):39-42.

Weber, C. I. 1981. Evaluation of the effects of effluents on aquatic life in receiving waters- an overview. *American Society for Testing and Materials Special Technical Publication* 730:3-13.

Webster, J. R. y B. C. Patten. 1979. Effects of watershed perturbation on stream potassium and calcium dynamics. *Ecological Monographies* 49:51-72.

Yodzis, P. 1986. Competition, mortality and community structure, En: J. M. Diamond and T. J. Case (ed). *Community Ecology*. Harper y Row, New York. pp: 430-55.

Apéndice I. Ubicación geográfica de las estaciones de muestreo y hora de colecta.

Estación	Fecha	GPS latitud (S)	GPS longitud (W)	Nombre	Hora
Y1	06/02/2001	31 55 42	54 06 00	A° de la Mina (Paso del Duraznero)	12:29
Y2	07/02/2001	32 11 38	53 45 05	A° Yermalito (Sierra de Ríos)	06:48
Y3	07/02/2001	32 20 45	53 47 05	A° Las Cañas (Paso las Cañas)	16:00
Y4	23/02/2001	32 07 56	53 43 58	Río Yaguarón (Paso Centurión)	07:00
Y5	23/02/2001	31 57 57	53 54 45	Río Yaguarón (Paso San Diego)	14:15
Y6	10/03/2001	32 35 17	53 21 40	Río Yaguarón	11:00
T1	05/02/2001	32 23 18	54 20 57	A° Bañado de Medina (Rs 7 y 26)	16:20
T2	05/02/2001	32 31	54 23	Río Tacuarí (Paso de los Carros)	18:15
T3	22/02/2001	32 19 39	54 12 39	A° Conventos	15:33
T4	06/02/2001	32 16 31	54 09 51	Cañada Tres Boliches (R 8)	09:30
T5	22/02/2001	32 22 14	54 11 06	A° Conventos (Pque Gral Rivera, Melo)	12:23
T6	22/02/2001	32 31 50	54 07 46	Río Tacuarí (R 8)	10:03
T7	24/02/2001	32 45 51	53 43 08	Río Tacuarí (Paso del Dragón)	08:59
T8	11/03/2001	32 45 35	53 27 54	Río Tacuarí (Paso Ceniza)	10:20
O1	04/02/2001	33 20	55 03	Río Olimar Chico	09:45
O2	04/02/2001	33 13	55 00	A° de las Averías (Paso del Aguila)	15:00
O3	04/02/2001	33 08	54 46	Río Olimar Grande (Paso de Rubio)	17:30
O4	21/02/2001	33 16 05	54 31 57	Río Olimar Chico (Paso del Palo a Pique)	17:00
O5	21/02/2001	33 15 35	54 23 17	Río Olimar	14:15
C1	03/02/2001	34 19 02	54 59 15	A° de los Chanchos (Villa Serrana)	10:39
C2	03/02/2001	34 19 33	54 59 10	A° de los Chanchos (Villa Serrana)	07:34
C3	02/02/2001	34 14	54 42	A° Sauce (R 109)	14:55
C4	20/02/2001	33 44 19	54 53 04	Río Cebollatí (Paso del Rey)	18:22
C5	21/02/2001	33 36 53	54 19 51	Río Cebollatí (Paso Averías)	10:17
C6	09/03/2001	33 14 33	53 48 00	Río Cebollatí	13:00
A1	20/02/2001	34 38 47	54 42 53	A° José Ignacio (Paso Correa)	09:00
A2	20/02/2001	34 34 17	54 31 05	Cañada de los Molles (Paso Real)	12:30
A3	02/02/2001	34 21 55	54 24 31	cañada Sierras de Rocha	09:00
A4	19/02/2001	34 28 39	54 20 37	A° Rocha (Puente de la Estiva)	17:20
A5	06/03/2001	34 42 46	54 32 21	A° Garzón	14:00
A6	07/03/2001	34 15 26	53 57 32	A° Sarandí del Consejo (Establecimiento Barra Grande)	09:20
A7	06/03/2001	34 47 24	54 41 44	A° José Ignacio	09:40
A8	06/03/2001	34 32 56	54 12 42	A° Rocha (La Ribiera)	17:00
A9	07/03/2001	33 57 55	53 38 23	Cañada de la Cachimba (Potrerillo de Santa Teresa)	16:45

ATRIBUTOS (km2)

ESTACIONES

	Colina cristalina	Colina y lomada gondwánica	Llanura alta	Llanura baja fluvial	Llanura baja interna	Llanura baja lacunar	Lomada lodolítica	Sierra no rocosa	Sierra no rocosa	Sierra no rocosa	Sierra rocosa	Valle
Y1	0,00	0,00	2,00	8,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Y2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	7,18	0,00	3,15	18,13	0,00
Y3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	16,08	0,00	0,00	6,55	0,00
Y4	0,00	378,36	95,56	237,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	64,12	16,07	0,00
Y5	0,00	77,85	0,00	80,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Y6	99,32	380,88	181,46	342,99	0,00	0,10	104,33	446,08	0,00	91,87	201,79	0,00
T1	0,00	56,07	0,00	4,96	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T2	0,00	64,28	0,00	8,14	0,00	0,00	0,00	0,00	26,06	55,52	29,15	0,00
T3	0,00	109,69	0,00	37,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T4	0,00	2,74	0,00	0,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T5	0,00	279,57	0,00	98,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T6	20,68	753,83	43,64	286,51	0,00	0,00	0,00	55,84	26,06	203,80	62,97	0,00
T7	71,43	1079,92	130,59	506,55	0,00	0,00	149,24	903,61	26,06	285,56	309,00	0,00
T8	149,49	1079,92	276,66	632,59	0,00	0,00	310,44	1005,97	26,06	285,56	309,00	0,00
O1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	43,21	1,10	0,00	82,67	0,00
O2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	34,64	0,00	0,00	28,14	0,00
O3	12,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	188,43	19,36	0,00	120,23	0,00
O4	367,22	0,00	0,00	13,21	0,00	0,00	13,48	544,37	1,27	0,00	399,48	80,56
O5	1022,38	0,00	1,94	135,12	0,00	0,00	113,31	1839,83	135,04	0,00	1450,55	0,00
C1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15,78	0,00
C2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	25,16	1,17
C3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,70	0,00	0,00	16,25	0,00
C4	39,42	0,00	0,00	63,34	0,00	0,00	0,00	698,87	0,00	0,00	274,50	275,22
C5	520,17	0,00	525,71	736,49	0,00	0,00	660,00	2107,28	0,00	0,00	1917,49	1222,41
C6	1758,50	0,00	1364,50	1444,25	6,81	0,00	1209,77	4022,80	135,04	0,00	3372,59	1222,41
A1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	135,19	0,00	0,00	171,07	0,00
A2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	30,70	0,00	0,00	18,61	0,00
A3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,19	0,00	0,00	0,00	0,00
A4	87,70	0,00	0,00	17,69	0,00	0,00	2,19	196,30	0,00	0,00	120,42	0,00
A5	77,36	0,00	0,00	20,40	0,00	0,00	6,23	94,48	0,00	0,00	21,38	0,00
A6	23,02	0,00	3,99	0,20	0,00	0,71	0,00	19,99	0,00	0,00	8,45	0,00
A7	74,42	0,00	0,00	12,76	0,00	0,67	0,00	205,60	0,00	0,00	221,26	0,00
A8	145,77	0,00	6,77	33,00	0,00	2,62	40,36	215,10	0,00	0,00	120,42	0,00
A9	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00



ATRIBUTOS (km2)

ESTACIONES	ATRIBUTOS (km2)									
	Bosque Fluvial y comunidades uliginosas	Comunidades alteradas: cultivos y rastrojos	Comunidades litofilas, pradera estival, bosque	Comunidades paludosas: bañados y esteros	Mosaico comunidades uliginosas paludosas	Pradera estival	Pradera estival, bosque serrano	Pradera invernal	Pradera invernal - estival y matorral serrano	Pradera invernal y matorral serrano
Y1	8,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00
Y2	0,00	0,00	18,13	0,00	0,00	0,00	10,32	0,00	0,00	0,00
Y3	0,00	0,00	6,55	0,00	0,00	0,00	16,08	0,00	0,00	0,00
Y4	237,02	95,56	35,14	0,00	0,00	0,00	64,12	0,00	378,36	0,00
Y5	80,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	77,85	0,00
Y6	342,99	181,46	220,86	0,00	0,10	104,33	537,95	0,00	422,17	58,03
T1	4,96	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	56,07	0,00
T2	8,14	0,00	29,15	0,00	0,00	0,00	81,59	0,00	64,28	0,00
T3	37,21	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	109,69	0,00
T4	0,88	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	2,74	0,00
T5	98,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	279,57	0,00
T6	286,51	43,64	62,97	0,00	0,00	204,11	81,59	0,00	753,83	20,68
T7	506,55	130,59	309,00	0,00	0,00	353,35	1011,12	0,00	1129,26	22,10
T8	632,59	276,66	309,00	0,00	0,00	514,55	1113,48	0,00	1129,26	100,16
C1	0,00	0,00	82,67	0,00	0,00	0,00	44,31	0,00	0,00	0,00
C2	0,00	0,00	28,14	0,00	0,00	0,00	34,64	0,00	0,00	0,00
C3	0,00	0,00	120,23	0,00	0,00	0,00	207,79	0,00	0,00	12,15
C4	13,21	0,00	399,48	0,00	0,00	13,48	545,64	80,56	0,00	367,22
C5	135,12	1,94	1450,55	0,00	0,00	113,31	1974,87	80,56	0,00	1022,38
C6	0,00	0,00	15,78	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
C7	0,00	0,00	25,16	0,00	0,00	0,00	0,00	1,17	0,00	0,00
C8	0,00	0,00	16,25	0,00	0,00	0,00	8,70	0,00	0,00	0,00
C9	63,34	0,00	274,50	0,00	0,00	0,00	698,87	275,22	0,00	39,42
C10	720,44	541,76	1917,49	0,00	0,00	660,00	2107,28	1222,41	0,00	520,17
C11	1293,06	1380,55	3372,59	6,81	0,00	1209,79	4157,85	1302,97	24,38	1733,84
A1	0,00	0,00	171,07	0,00	0,00	0,00	135,19	0,00	0,00	0,00
A2	0,00	0,00	18,61	0,00	0,00	0,00	30,70	0,00	0,00	0,00
A3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,19	0,00	0,00	0,00
A4	17,69	0,00	120,42	0,00	0,00	2,19	196,30	0,00	10,47	77,22
A5	20,40	0,00	21,38	0,00	0,00	6,23	94,48	0,00	17,34	60,01
A6	0,20	3,99	8,45	0,00	0,71	0,00	19,99	0,00	0,00	23,02
A7	12,76	0,00	221,26	0,00	0,67	0,00	205,60	0,00	74,25	0,18
A8	33,00	6,77	120,42	0,00	2,62	40,36	215,10	0,00	18,78	126,99
A9	0,00	0,00	0,00	0,00	3,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

ATRIBUTOS (km2)

	Arroz Intensivo	Bañado	Bosque Fluvial	Forestación	Ganadería con Mejoramiento	Ganadería Extensiva	Ganadería Intensiva Mixta	Información sin procesar	Represa	Sistema Arrocero Ganadero
Y1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	10,32	0,00	0,00
Y2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	28,46	0,00	0,00
Y3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	22,63	0,00	0,00	0,00
Y4	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	741,88	0,00	0,00
Y5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	121,99	0,00	0,00
Y6	30,33	0,00	0,00	0,00	326,53	437,49	5,84	948,51	0,00	0,00
T1	0,00	0,00	0,00	0,00	61,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T2	0,00	0,00	0,00	0,00	124,66	58,50	0,00	0,00	0,00	0,00
T3	0,00	0,00	0,00	0,00	109,27	0,00	14,04	23,59	0,00	0,00
T4	0,00	0,00	0,00	0,00	3,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
T5	0,00	0,00	0,00	0,00	210,76	0,00	59,95	107,33	0,00	0,00
T6	0,00	0,00	0,00	0,00	940,29	295,01	66,67	107,33	0,00	44,03
T7	13,71	0,00	46,51	1,74	1678,30	1276,80	91,31	305,83	0,00	44,03
T8	174,58	0,00	69,76	1,74	1987,67	1388,75	91,31	305,83	0,00	44,03
C1	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	126,98	0,00	0,00
C2	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	62,78	0,00	0,00
C3	0,00	0,00	0,00	0,00	25,26	3,31	0,00	311,65	0,00	0,00
C4	0,00	0,00	0,00	0,00	372,36	359,79	0,00	685,96	0,00	1,47
C5	0,00	0,00	0,00	0,00	1308,27	1633,30	57,12	1778,62	0,00	1,47
C6	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	15,78	0,00	0,00	0,00	0,00
C7	0,00	0,00	0,00	0,00	1,16	25,15	0,00	0,00	0,00	0,00
C8	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	24,95	0,00	0,00	0,00	0,00
C9	0,00	0,00	0,00	11,49	8,30	178,19	0,00	1153,38	0,00	0,00
C10	2,02	46,19	17,88	40,94	2627,75	2176,94	534,87	2003,30	8,60	239,66
C11	50,37	46,21	370,59	40,94	4527,97	3929,42	655,00	3781,93	17,69	1220,64
A1	0,00	0,00	0,00	1,24	92,84	212,18	0,00	0,00	0,00	0,00
A2	0,00	0,00	0,00	1,05	0,33	47,93	0,00	0,00	0,00	0,00
A3	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	8,19	0,00	0,00	0,00	0,00
A4	0,00	0,00	0,00	1,74	121,99	300,57	0,00	0,00	0,00	0,00
A5	0,00	0,00	0,00	8,22	106,02	83,04	22,57	0,00	0,00	0,00
A6	0,00	0,00	0,00	0,00	52,16	4,19	0,00	0,00	0,00	0,00
A7	0,00	0,00	0,00	2,67	247,62	238,83	25,61	0,00	0,00	0,00
A8	0,00	0,00	0,00	4,98	235,49	323,56	0,00	0,00	0,00	0,00
A9	0,00	2,10	0,00	0,00	1,13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Apéndice II. Matriz de estructura del cauce en las cuencas de drenaje.

	CAUCE		ESTRUCTURA DEL FONDO						ORDEN
	ANC	MORF	barro	arena	rocas	pedras	madera	Hojas	OR
<b>Y1</b>	1	2	0	4	1	1	1	1	1
<b>Y2</b>	1	2	0	2	3	2	1	1	2
<b>Y3</b>	1	2	0	3	0	1	1	0	2
<b>Y4</b>	5	3	1	1	1	3	0	0	
<b>Y5</b>	2	3	2	3	1	1	1	0	
<b>Y6</b>	6	3	4	1	0	0	0	0	
<b>T1</b>	1	3	2	0	0	1	0	0	2
<b>T2</b>	1	3	2	1	0	1	0	0	2
<b>T3</b>	1	3	2	3	0	1	1	0	2
<b>T4</b>	1	3	3	0	0	1	0	0	2
<b>T5</b>	2	3	4	0	0	0	0	0	2
<b>T6</b>	1	2	1	2	0	3	1	1	3
<b>T7</b>	1	3	0	3	0	2	0	0	4
<b>T8</b>	6	3	3	2	0	0	0	0	4
<b>C1</b>	1	2	0	2	0	3	1	0	3
<b>C2</b>	1	2	2	2	2	2	1	0	1
<b>C3</b>	1	2	0	4	0	1	1	1	3
<b>C4</b>	1	1	1	1	0	4	1	0	4
<b>C5</b>	2	3	1	4	0	1	1	0	5
<b>C6</b>	1	2	1	2	1	3	0	0	1
<b>C7</b>	1	2	1	1	1	4	0	0	1
<b>C8</b>	1	2	0	4	1	1	0	1	1
<b>C9</b>	2	1	0	1	0	3	0	0	4
<b>C10</b>	6	3	3	3	0	0	1	0	5
<b>C11</b>	6	3	4	0	0	0	0	0	6
<b>A1</b>	1	2	0	2	0	2	2	0	3
<b>A2</b>	1	2	0	1	0	3	1	0	1
<b>A3</b>	1	2	0	0	0	4	1	0	1
<b>A4</b>	2	3	3	3	0	1	1	0	2
<b>A5</b>	2	3	3	0	0	0	0	0	3
<b>A6</b>	1	3	3	2	0	2	0	0	2
<b>A7</b>	2	3	4	0	0	1	0	0	3
<b>A8</b>	3	3	0	4	0	0	0	0	2
<b>A9</b>	1	3	4	1	0	0	0	0	1

Apéndice II. Matriz de vegetación acuática en las cuencas de drenaje.

	VEGETACION ACUATICA				
	E.emer	E. flo	E.sum	F. Libres	Al.adh.
Y1	0	0	0	0	0
Y2	1	0	0	0	0
Y3	0	0	0	0	0
Y4	1	0	0	0	0
Y5	1	0	0	0	0
Y6	1	2	0	0	0
T1	2	2	2	0	0
T2	1	2	0	0	0
T3	3	2	2	0	1
T4	1	2	1	0	0
T5	1	0	0	0	0
T6	1	0	1	0	2
T7	0	0	0	0	0
T8	1	2	1	1	0
C1	0	0	0	0	1
C2	1	0	1	0	3
C3	0	0	0	0	0
C4	0	0	0	0	0
C5	0	0	0	0	0
C6	1	0	0	0	0
C7	1	0	0	0	1
C8	2	0	0	0	0
C9	1	0	0	0	0
C10	1	0	0	0	0
C11	1	0	0	0	0
A1	1	0	0	0	0
A2	0	0	0	0	0
A3	0	0	0	0	1
A4	1	0	1	0	0
A5	1	0	1	0	0
A6	3	1	2	1	0
A7	1	0	0	0	0
A8	3	1	1	0	0
A9	1	1	0	0	0

Apéndice II. Matriz del sector marginal en las cuencas de drenaje.

	SECTOR MARGINAL (hasta 5 m del borde)						FP	EP	MP
	B.nat	B.nat.ais	B.exó	B.exó.ais	Pastos	laices ex			
Y1	3	0	0	0	1	1	1	0	0
Y2	4	0	0	0	0	1	0	0	1
Y3	3	0	0	0	0	1	1	0	1
Y4	3	0	0	0	0	1	1	1	0
Y5	3	0	0	0	0	1	0	1	0
Y6	1	1	0	0	4	0	0	1	0
T1	1	1	0	0	4	0	0	1	0
T2	2	1	1	1	3	0	0	1	0
T3	2	0	0	0	2	0	0	1	0
T4	0	1	0	0	2	0	0	1	0
T5	0	0	1	1	0	0	1	0	0
T6	2	0	0	0	0	1	0	1	0
T7	2	0	0	0	0	0	1	1	0
T8	2	0	0	0	2	0	0	1	0
C1	4	0	0	0	0	1	1	1	0
C2	4	0	0	0	0	1	0	1	0
C3	3	0	0	0	0	2	0	1	0
C4	3	0	0	0	0	1	0	1	0
C5	2	0	0	0	0	1	1	1	0
C6	0	1	0	0	4	0	1	0	0
C7	2	0	0	0	2	0	1	0	0
C8	1	0	0	0	2	0	1	1	0
C9	2	0	0	0	0	0	0	1	0
C10	3	0	0	0	1	1	0	1	0
C11	1	0	0	0	3	0	0	1	0
A1	2	0	0	0	0	2	0	0	1
A2	3	0	0	0	0	2	0	1	0
A3	1	1	0	0	3	0	0	1	0
A4	0	2	0	2	2	0	1	1	0
A5	2	1	0	0	2	0	0	0	1
A6	4	0	0	0	1	1	0	1	0
A7	0	0	0	0	4	0	1	1	0
A8	1	0	0	0	2	0	0	1	0
A9	0	0	0	0	4	0	1	1	0

Apéndice II. Matriz del entorno en las cuencas de drenaje.

	ENTORNO (desde los 5 m del borde)							
	E. B.nat	E. B.nat.ais	E. B.exó	E. B.exó.ais	E. pastos	E. FP	E. EP	E. MP
Y1	0	0	0	0	3	0	0	1
Y2	1	0	0	0	3	1	1	0
Y3	2	0	0	0	3	0	0	1
Y4	4	0	0	0	1	0	1	1
Y5	3	0	0	0	0	0	1	0
Y6	2	0	0	0	3	0	1	0
T1	1	1	0	0	4	0	1	0
T2	1	0	0	0	3	0	1	0
T3	2	0	0	0	2	0	1	0
T4	0	1	1	0	4	0	1	0
T5	0	0	2	2	2	0	1	0
T6	2	0	0	0	2	0	1	0
T7	3	0	0	0	2	0	1	0
T8	2	0	0	0	2	0	1	0
C1	3	0	0	0	0	0	0	1
C2	3	0	0	0	2	0	0	1
C3	3	0	0	0	3	0	1	0
C4	3	0	0	0	0	0	1	0
C5	3	0	0	0	0	1	1	0
C6	1	1	0	0	3	0	0	1
C7	2	1	0	0	2	1	0	0
C8	2	3	0	0	4	0	0	1
C9	2	0	0	0	1	0	0	1
C10	3	0	0	0	1	0	1	0
C11	3	0	0	0	1	0	0	1
A1	3	0	0	0	0	0	1	0
A2	3	0	0	0	0	0	1	0
A3	1	1	0	1	4	1	0	0
A4	0	2	0	2	0	0	1	0
A5	1	1	0	0	2	0	1	0
A6	3	0	0	0	2	0	1	0
A7	0	0	0	0	4	0	1	0
A8	0	0	0	0	3	0	1	0
A9	0	0	0	0	4	0	1	0

Apéndice II. Matriz de calidad del agua en las cuencas de drenaje.

ESTACIONES	Orden	T agua (°C)	pH	O <sub>2</sub> (mg/l)	Alc (mg CaCO <sub>3</sub> )	K (uS/cm)	NH <sub>4</sub> (mg/l)	NO <sub>3</sub> (mg/l)	PO <sub>4</sub> (mg/l)	Minisecchi (cm)
Y1	1	26,20	7,50	14,80	56,00	90,00	0,00	0,000	0,00	58,00
Y2	2	25,00	7,00	6,50	56,00	70,00	0,00	0,000	0,00	57,00
Y3	2	29,00	7,00	5,50	76,00	120,00	0,00	0,000	0,00	60,00
Y4		28,00	7,00	8,00	64,00	150,00	0,08	0,250	0,20	24,00
Y5		27,00	7,75	10,00	70,00	160,00	0,37	0,250	0,10	25,50
Y6		30,00	7,25	5,80	84,00	100,00	0,05	0,000	0,10	12,00
T1	2	29,50	8,75	7,20	128,00	*	*	*	0,00	44,00
T2	2	25,50	7,75	9,90	158,00	210,00	0,00	0,000	0,00	43,00
T3	2	30,00	7,25	8,60	114,00	200,00	0,75	0,250	0,10	39,00
T4	2	27,00	7,75	8,40	200,00	290,00	0,00	0,000	0,00	34,00
T5	2	30,00	7,00	6,20	114,00	190,00	0,05	0,125	0,30	35,00
T6	3	28,00	7,00	7,80	114,00	220,00	0,25	2,000	0,60	53,00
T7	4	28,50	7,25	6,80	84,00	150,00	0,00	0,125	0,30	38,50
T8	4	26,00	6,75	4,70	92,00	80,00	0,05	0,125	0,10	22,00
C1	3	21,00	7,75	9,80	70,00	100,00	0,025	0,000	0,00	36,00
C2	1	25,00	7,50	6,50	100,00	160,00	0,00	0,000	0,00	48,00
C3	3	23,00	7,25	6,70	108,00	150,00	0,025	0,000	0,00	47,00
C4	4	27,50	7,50	5,80	96,00	160,00	0,00	0,125	0,00	39,00
C5	5	28,00	7,00	5,00	110,00	180,00	0,05	0,125	0,30	36,00
C6	1	19,00	6,75	8,90	22,00	40,00	0,05	0,000	0,00	*
C7	1	22,00	7,00	7,40	36,00	40,00	0,025	0,250	0,00	35,00
C8	1	28,00	7,75	7,00	44,00	70,00	0,000	0,000	0,00	53,00
C9	4	25,00	7,25	10,00	78,00	120,00	0,25	0,125	0,00	29,00
C10	5	25,00	7,00	7,90	76,00	120,00	0,05	0,125	0,00	25,50
C11	6	30,00	7,25	6,00	84,00	130,00	0,00	0,000	0,10	23,00
A1	3	22,00	6,75	10,70	54,00	120,00	0,05	0,125	0,00	39,50
A2	1	22,00	7,50	11,80	120,00	230,00	0,05	0,125	0,00	49,00
A3	1	25,50	7,75	8,10	140,00	240,00	0,00	0,000	0,00	53,00
A4	2	24,00	7,00	8,90	88,00	150,00	0,10	0,125	0,00	34,00
A5	3	25,00	6,25	4,50	52,00	100,00	0,00	0,000	0,00	15,00
A6	2	23,00	6,00	2,80	86,00	110,00	0,00	0,000	0,10	39,00
A7	3	25,00	6,25	4,40	40,00	80,00	0,05	0,000	0,00	17,00
A8	2	25,00	6,25	4,00	68,00	120,00	0,05	0,000	0,00	21,00
A9	1	27,00	6,25	2,60	66,00	180,00	0,05	0,000	0,00	20,00

Apéndice III. Ordenes y familias de los taxa registrados.

ORDEN	FAMILIA	TAXAS
Clupeiformes (1)	Clupeidae	1
Characiformes (35)	Characidae	27
	Curimatidae	3
	Crenuchidae	4
	Erythrinidae	1
Siluriformes (17)	Pimelodidae	4
	Trichomictoridae	2
	Loricariidae	9
	Callichthyidae	1
	Aspredinidae	1
Cyprinodontiformes (	Poeciliidae	2
	Anablepidae	1
	Rivulidae	1
Symbranchiformes (:	Symbranchidae	1
Perciformes (9)	Cichlidae	9



099 23