# CALIDAD DE AGUA EN LA CUENCA DEL RÍO SANTA LUCÍA (URUGUAY) UTILIZANDO PECES COMO INDICADORES: RELACIÓN CON EL USO DEL SUELO.

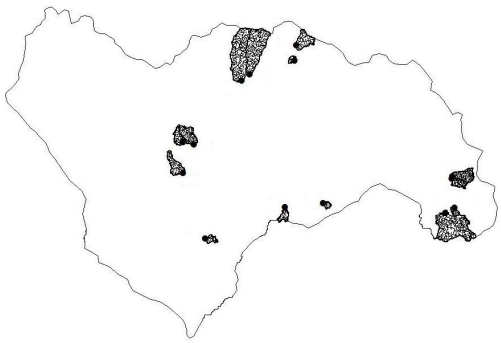
Lucía Delbene

Tutor: Rafael Arocena

Profundización Ecología

2010

Facultad de Ciencias, Universidad de la República.



AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer a mi tutor, Rafael Arocena. Que, al guiarme en la última etapa de mi primer paso en la vida de bióloga siempre lo hizo de manera rápida, eficiente y simpática. A Juan Pablo Pacheco y Lorena García que me enseñaron y ayudaron con paciencia a "arrancarle", no sin esfuerzo, los datos al *ArcView*. A Guillermo Chalar por responder a mis preguntas. Nuevamente a mi tutor y a Federico Quintans quienes realizaron los muestreos. A Iván Gonzales quién clasificó y procesó los peces. A mis compañeros de Ecología Fluvial (Analía Marrero, Miriam Gerhard y Daniel Pereda) que hicieron divertido y muy ameno recorrer el camino que permitió, en un momento de la carrera donde uno tiene mucha teoría y poca práctica, sentar las bases de los muchos y múltiples conocimientos necesarios para llevar a cabo este trabajo.

A mis amigos y familia que me alentaron y toleraron los malhumores y momentos de agobio por los que uno pasa para llegar a este momento tan esperado: Mamá, Ceci, Caro, Álvaro, Ale y Jorge.

¡Gracias!

CONTENIDO

Resumen 4

Introducción 5

*Objetivo* 7

*Hipótesis de trabajo* 7

*Predicciones* 7

Materiales y métodos 9

*Área de estudio* 9

*Muestreo* 10

*Parámetros morfométricos y uso del suelo* 11

*Análisis de datos* 11

Resultados 13

*Variables ambientales* 13

*Variables biológicas* 18

Discusión 27

*Zonas bajas y el cultivo* 27

*Zonas altas, la ganadería y otras coberturas del suelo* 29

Conclusión 32

Perspectivas 32

Bibliografía 33

Apéndice 1 37

Apéndice 2 39

Apéndice 3 40

RESUMEN

Las actividades humanas alteran los ecosistemas biológicos. Dentro de éstos, los ecosistemas fluviales se encuentran entre los más afectados siendo la agricultura la que produce el mayor y más extendido impacto. Las variables ambientales y los cambios de uso de suelo tienen efectos en las variables ecológicas y en las comunidades biológicas. La degradación continua de los ecosistemas fluviales evidencia la necesidad y la importancia de su monitoreo. El monitoreo biológico o biomonitoreo tiene la ventaja de integrar el tiempo y el espacio así como los múltiples factores ambientales en pocas o una única variable facilitando el trabajo. La utilización de la comunidad de peces como indicadores de integridad biológica fue propuesta por Karr en 1981. Desde entonces ha sido frecuentemente utilizada en el mundo. Sin embargo, en Uruguay, los ejemplos son escasos. El objetivo del presente trabajo fue establecer la calidad de agua en cursos de la cuenca del río Santa Lucía utilizando los peces como bioindicadores y relacionarla con los usos del suelo. Debido a que en nuestro país la utilización de los peces como bioindicadores es escasa, este trabajo colaborará a abonar los conocimientos en esta metodología.

Se escogieron 14 subcuencas agrupadas, según su similitud ambiental, en cuatro grupos. Dentro de cada una se eligió un arroyo de orden 3 o 4. En cada estación se midieron los parámetros clásicos *in situ* y se tomaron muestras de agua para los análisis de laboratorio. Los peces fueron colectados mediante pesca eléctrica y clasificados hasta especie. La comunidad de peces fue analizada utilizando los atributos clásicos y se agregó la clasificación de peces propuesta por Teixeira de Mello (2007) donde se le asigna a las diferentes especies una categoría de tolerancia a la calidad del agua, analizada ésta respecto al uso del suelo. Las categorías son tres: Gran tolerancia, Tolerantes y Sensibles o intolerantes. Para determinar la composición relativa de los usos de suelo de la cuenca se utilizó un sistema de información geográfica (SIG). Se realizaron análisis de correlación, clasificación y de componentes principales (ACP) para determinar las relaciones entre las variables biológicas y ambientales.

Mediante el estudio realizado fue posible detectar efectos del uso de la tierra en la calidad del agua de los arroyos y en la comunidad de peces que los habita. El relieve y el suelo, al condicionar el uso predominante de la tierra de una región, terminan trazando un patrón general de calidad de agua donde los arroyos de las zonas más bajas son los que presentan peores condiciones y lo de las más altas mejores. Las microcuencas del primer grupo se caracterizaron por poseer mayores superficies cultivadas, mayor carga de nutrientes, conductividad y sólidos en suspensión en sus cursos de agua. En estas cuencas, la comunidad de peces fue más jerárquica, con mayor abundancia, biomasa total y proporción de peces de Gran tolerancia. Por otro lado, las microcuencas más altas se caracterizaron por poseer un estado de mayor conservación, producto de usos del suelo menos destructivos (ganadería extensiva). En consecuencia, es menor la erosión del suelo y la vegetación utiliza la mayor parte de los nutrientes no produciéndose un exceso de los mismos en los cursos de agua. En estas zonas, la comunidad de peces es más equitativa existiendo una mayor proporción de especies Sensibles o intolerantes.

## INTRODUCCIÓN

Muchas de las actividades humanas alteran los ecosistemas biológicos. Dentro de éstos, los ecosistemas fluviales se encuentran entre los más afectados. Los disturbios que ocasiona el hombre afectan los ríos y arroyos a través de múltiples procesos actuando a múltiples escalas espaciales: a nivel global (cambios globales), a nivel de cuencas y su sistema fluvial, en segmentos del río (nacientes zonas medias y bajas) y microambientes (rivera, lecho, rápidos y pozones) (Allan *et al.*, 1997). En consecuencia se altera la composición de especies, la red trófica y el ciclo de nutrientes (Johnson & Gage, 1997).

La hidrología, química y biología de los sistemas fluviales dependen en gran medida del clima, la topografía, geología, tipo de suelo, vegetación (Likens & Bormann, 1974; Allan & Johnson, 1997) y las actividades humanas que se realizan en la cuenca de drenaje (Karr & Schlosser, 1978;). Por lo tanto, la integración de los procesos físicos y biológicos ocurridos en la cuenca definirán las características de sus cursos de agua (Johnson & Gage, 1997) y por esta razón, la ecología fluvial considera a la cuenca hidrográfica como su unidad de estudio (Allan *et al.*, 1997).

En general, en un sistema inalterado con su vegetación natural la erosión suele ser mínima y sólo una pequeña parte de los nutrientes existentes en el suelo alcanzan los ríos donde son velozmente captados por la biota. Esto sucede debido a que un suelo en buen estado es capaz de absorber rápidamente el agua de lluvia y a que la vegetación natural constituye una barrera física que impide su rápido desplazamiento disminuyendo el proceso erosivo (Hudson 1981; Barreto, 2008).

El cambio del uso de la tierra (agricultura, forestación, urbanización, tala del monte nativo, etc.) es uno de los principales cambios globales que afectan a los sistemas lóticos. Los suelos alterados por diferentes motivos tienden a perder su estructura natural y a compactarse reduciendo su capacidad de absorción. Esto, sumado a la pérdida de la vegetación natural provoca un aumento de la erosión derivando en un aumento en la carga de sedimentos y de nutrientes en el sistema fluvial. Las consecuencias pueden ser varias: ecosistemas más inestables, desequilibrios en la red trófica (Karr & Schlosser, 1978), así como, detrimento de la calidad de agua (Freeman *et al*., 2007; Pinto *et al*., 2006).

La tala del monte ripario y el crecimiento agrícola y forestal suelen ser los más comunes (Allan, 1995). Estos cambios provocan la fragmentación de los habitas acuáticos (Allan, 1995) y alteran el régimen temporal y las características de los aportes de agua, luz, materia orgánica y otros materiales con consecuencias profundas en los ecosistemas fluviales (Strayer *et al*., 2003). Por lo tanto la integridad y estabilidad de los hábitats acuáticos (hidrología, cobertura vegetal y el vínculo tierra-agua) se ven afectadas con consecuencias directas sobre la fauna que allí habita (Allan, 1995; Teixeira de Mello, 2007).

Se considera que la agricultura como fuente difusa de nutrientes es la principal causa de eutrofización de aguas superficiales (Chambers *et al.,* 2006; Freeman *et al*., 2007) cuyos aportes de nutrientes a los ríos depende de las variaciones estacionales de precipitación (Ahearn *et al*., 2005). Diversos estudios han encontrado que la agricultura está fuertemente correlacionada con el aumento de los sedimentos y nutrientes en el curso de agua (Karr & Schlosser, 1978; Allan *et al.*, 1997; Strayer *et al*., 2003; Ahearn *et al*., 2005; Chambers *et al.,* 2006; Freeman *et al*., 2007). Esto se atribuye al aumento de la erosión, la aplicación de fertilizantes y a la práctica común de remover la vegetación natural para obtener más superficie cultivable (Karr & Schlosser, 1978; Freeman *et al*., 2007).

Se ha observado que grandes superficies de tierras cultivadas en la cuenca producen una disminución en la riqueza de peces (Strayer *et al*., 2003; Stainbrook *et al*., 2006) y afectan la composición de especies y su distribución. El aumento de la carga de nutrientes puede causar un crecimiento excesivo de los productores primarios. En un momento dichos incrementos de nutrientes pueden ser favorables para la fauna acuática por un efecto conocido como disturbio intermedio (Townsend *et al.* 1997; Molino & Sabatier, 2001), el aumento excesivo de la producción puede causar períodos de anoxia durante la noche pudiendo producir efectos deletéreos en la abundancia, riqueza y diversidad de los peces (Karr & Schlosser, 1978). Además, el aumento de sólidos en suspensión afecta a los peces adultos a nivel de los filamentos branquiales dificultando el intercambio gaseoso y su reproducción al adherirse a la cubierta de los huevos causando su inviabilidad (Karr & Schlosser, 1978; Strayer *et al*., 2003; Pinto *et al*., 2006).

En comparación con un sistema inalterado, la ganadería tiende a incrementar la pérdida de nutrientes hacia los cursos de agua (Barreto, 2008). La presencia de animales generalmente cambia los aportes de nutrientes fundamentalmente por causa de las deyecciones (Barreto, 2008). Por otro lado, en los proceso de obtención de leche se producen dos tipos de efluentes. Uno que contiene agua, detergentes y desinfectantes y otro integrado por agua, heces, orina y restos de alimentos. Varios factores pueden influir en el contenido de nutrientes de ambos efluentes (Charlón & Taverna, sin fecha) sin embargo, ambos constituyen una fuente de contaminación si no se los trata debidamente (Charlón *et al.*, 2006 ).

La sustitución de pradera destinada a ganado por forestación puede aumentar la concentración de nutrientes del agua de escorrentía y en consecuencia tener efectos en los cursos de agua. Este aumento puede deberse a un aumento de la mineralización de nutrientes del suelo, y a un mayor contacto suelo-agua favorecido durante la instalación de los árboles (Barreto, 2008). Sin embargo, otros estudios no encontraron este efecto (Barreto, 2008) o justamente el contrario donde el aumento de la superficie forestada trae consigo la disminución de la carga de sedimentos así como de la carga de nutrientes (nitrógeno y fósforo) que se asocia a ellos (Allan *et al.*, 1997). Por otra parte, después de una cosecha de madera aumenta la carga de sedimentos en el agua, sobre todo, si se remueven las raíces de los árboles. Los aportes de materia orgánica al río también se modifican, cuanti y cualitativamente, afectando a las comunidades acuáticas que utilizan ese recurso (Martel *et al*., 2007).

La tala del monte ripario en las nacientes modifica el flujo de materia orgánica al disminuir los aportes alóctonos. En las cabeceras de los arroyos que naturalmente poseen monte, estos aportes constituyen la principal fuente de alimento para los macroinvertebrados acuáticos. Éstos, al ser exportados por la corriente junto a la materia orgánica alóctona, son un subsidio para las comunidades que habitan aguas abajo. Además, el monte ribereño cumple un rol fundamental controlando el flujo de sedimentos y nutrientes durante las lluvias, dándole estabilidad a la rivera y proporcionando microhábitats heterogéneos para la biota (Karr & Schlosser, 1978). A su vez, la disminución de la cobertura vegetal aumenta la incidencia de luz sobre el curso de agua haciendo que la temperatura aumente y varíe más a lo largo del día.

De esta manera, el monte ripario cumple un rol fundamental en la ecología y productividad del sistema dirigiendo la estructura y energética de la red alimenticia y por tanto es un símbolo de calidad ambiental (Karr & Schlosser, 1978; Couceiro *et al*., 2007; Wipfli *et al.,* 2007).

Todos estos disturbios (agricultura, ganadería, forestación y tala del monte ripario) de forma directa o indirecta provocan cambios en las comunidades ictícolas, lo que conduce a la migración o extinción de las especies incapaces de tolerarlos y un aumento en la abundancia de aquellas que si lo hacen. Esto se traduce en una disminución de la riqueza de especies esperada o en un recambio de las especies sensibles por otras más tolerantes (Teixeira de Mello, 2007). La abundancia total puede enmascarar estos cambios debido a que la disminución provocada por la pérdida de las especies sensibles puede compensarse por un aumento de la abundancia de los tolerantes (Teixeira de Mello, 2007). Las especies que se favorecen ante estas perturbaciones suelen ser de pequeño tamaño, omnívoras y en consecuencia el peso promedio por individuo, a nivel comunitario, suele disminuir (Teixeira de Mello, 2007).

La degradación continua de los ecosistemas fluviales evidencia la necesidad y la importancia de su monitoreo. Hay tres tipos de monitoreo, el clásico o físico-químico, el biológico o biomonitoreo y la combinación de ambos. Para un correcto monitoreo de las aguas superficiales debe tenerse en cuenta los dos métodos permitiendo la integración de los aspectos bióticos y abióticos. Los métodos fisicoquímicos son más exactos y específicos que los puramente biológicos pero solo reflejan un instante en el tiempo y un punto en el espacio. El biomonitoreo tiene la ventaja de integrar el tiempo y el espacio así como los múltiples factores ambientales en pocas o una única variable (Fortino *et al*., 2004) facilitando la colecta, el análisis y la interpretación de los resultados (Stainbrook *et al*., 2006).

El "monitoreo biológico puede ser definido como el uso sistemático de respuestas biológicas para evaluar cambios en el ambiente con la intención de usar esta información en programas de control de calidad. Estos cambios a menudo son de origen antropogénico…". (Mathews, 1982 citado en Rosenberg & Resh, 1993). Este tipo de monitoreo es frecuentemente utilizado desde mediados del siglo pasado y el número de países que lo utilizan va en aumento (Hawkes, 1979; Giller & Malmqvist, 1998; Stainbrook *et al*., 2006). La utilización de la comunidad de peces como indicadores de integridad biológica fue propuesta por Karr (1981). Desde entonces ha sido frecuentemente utilizada en el mundo sin embargo en Uruguay los ejemplos son escasos (Teixeira de Mello, 2007).

El *objetivo* del presente trabajo es establecer la calidad de agua en cursos de la cuenca del río Santa Lucía utilizando los peces como bioindicadores. También se relacionará la calidad del agua con los diferentes usos de la tierra. Debido a que en nuestro país la utilización de los peces como bioindicadores es escasa, el presente trabajo colaborará a abonar los conocimientos en esta metodología de trabajo.

*Hipótesis de trabajo:* el uso de la tierra tiene impacto sobre la calidad del agua de los diferentes cursos de agua de la cuenca y esta afectará la estructura de la comunidad de peces.

*Predicciones:*

1. Mayor carga de nutrientes y de sedimentos en el agua en las cuencas con predominio agrícola.
2. Menor riqueza, diversidad y relación riqueza/abundancia de especies en las cuencas con mayor concentración de nutrientes.
3. Comunidades más jerárquicas (menor equitatividad) en las cuencas con mayor concentración de nutrientes.

4. Mayor biomasa y abundancia total en las cuencas con mayor concentración de nutrientes.

5. Menor peso promedio por individuo en las cuencas con mayor concentración de nutrientes debido a un aumento de la abundancia mayor al de la biomasa.

6. Mayor proporción de peces de especies tolerantes en las cuencas con mayor concentración de nutrientes.

7. Mayor riqueza, diversidad y equitatividad en las cuencas con mayor cobertura de monte nativo.

*Área de estudio*

La cuenca del río Santa Lucía se encuentra al sur del país y ocupa una superficie de 13310 km$^2$ abarcando parte de los departamentos de Montevideo, Canelones, San José, Flores, Florida y Lavalleja. Si bien en ella habita un 9% de la población del país, la cuenca abastece de agua para consumo a un 60% de ésta y es usada para riego en los departamentos antes nombrados, lo que la convierte en una cuenca de capital importancia (Teixeira de Mello, 2007).

En la mayor parte de la cuenca el relieve no supera los 100m de altitud. Al norte la cuenca se extiende sobre una Penillanura Cristalina y en el este sobre las Sierras del Este. Las nacientes en la primera área se encuentran entre los 100 y 200m.s.n.m. mientras que en la segunda lo hacen entre los 200 y 300m.s.n.m. Al sur y al oeste, la cuenca se ubica sobre la Planicie Platense de acumulación sedimentaria (MGAP, 1976; Arocena *et al*., 2008).

La cuenca en su mayor parte se haya cubierta por brunosoles (suelos con alto contenido de materia orgánica y texturas medias). Estos se ubican en las sierras del este, en la Penillanura cristalina al norte y en la formación Libertad al suroeste (MGAP, 1976).

Los principales usos del suelo de la cuenca son: urbano, lechero (Santa Lucía Chico inferior y San José inferior), forestal (curso inferior del San José y del bajo Santa Lucia ), cultivos de cereales (Cuencas de arroyo Chamizo y del Tala superior en San José y Canelones respectivamente), frutas y hortalizas (periferia de Montevideo y suroeste de Canelones) y ganadero, con campo mejorado o natural (en las zonas ya mencionadas con porcentajes menores al 50% y en el resto de la cuenca entre 50 y 95 % de la superficie) (Arocena *et al*., 2008).

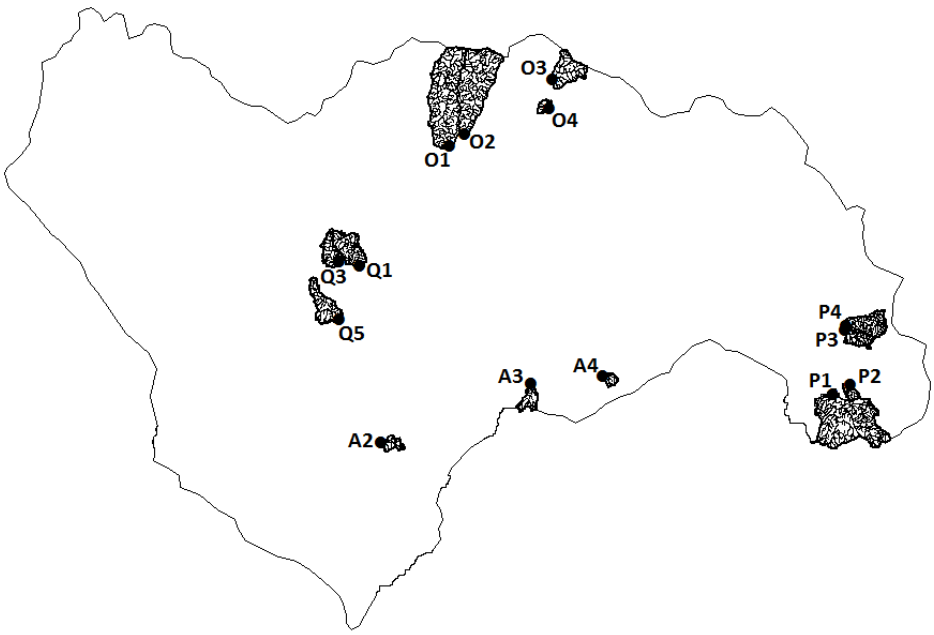



**Figura 1.** Estaciones de muestreo y sus cuencas respectivas dentro de la cuenca del Santa Lucía.

*Muestreo*

El presente trabajo se realiza a partir de una base de datos tomada de la sección Limnología de la Facultad de Ciencias.

Se escogieron 14 subcuencas agrupadas según su similitud ambiental (pertenencia a la misma unidad ecosistémica y mismo uso de suelo) en cuatro grupos (Minas, Alto Santa Lucía Chico, Bajo Santa Lucía Chico y Medio Santa Lucía Izquierdo) (tabla 1, figura 1). En cada grupo se identificaron de 3 a 4 arroyos (de orden 3 o 4) de fácil accesibilidad (carta 1:50,000 del SGM).

**Tabla 1.** Estaciones de muestreo seleccionadas por subcuenca (proyección Gauss *datum* yacaré) y orden de los cursos de agua (R). Modificado de Arocena *et al*. (2008).

| EST | ARROYO | coord. X | coord. Y | R |
|---|---|---|---|---|
| MINAS ( Uso Ganadero, Sierras, Lavalleja) | | | | |
| P1 | S Francisco | 554550 | 6192400 | 4 |
| P2 | af Campaner Ch | 558050 | 6194400 | 3 |
| P3 | Perdido Ch | 557000 | 6205900 | 4 |
| P4 | Perdido | 557200 | 6206900 | 4 |
| ALTO STA. LUCIA CHICO ( Uso Ganadero, Penillanura, Florida) | | | | |
| O1 | S Gerónimo | 473800 | 6244700 | 4 |
| O2 | Sarandí Chico | 477050 | 6247100 | 3 |
| O3 | Talita | 495450 | 6258700 | 4 |
| O4 | af Tornero Chico | 494800 | 6252600 | 3 |
| BAJO STA. LUCIA CHICO ( Uso Lechero, Penillanura Florida) | | | | |
| Q1 | La Pedrera | 454900 | 6217100 | 3 |
| Q3 | Sauce de Berdías | 450700 | 6220350 | 3 |
| Q5 | Cª dl Piedras | 450700 | 6208200 | 4 |
| MEDIO STA. LUCIA IZQUIERDO ( Uso agrícola, Planicie costera, Canelones) | | | | |
| A2 | CªBcasColoradas | 459386 | 6182239 | 3 |
| A3 | Cª Martínez | 490872 | 6194766 | 3 |
| A4 | Pedernal Chico | 505961 | 6196220 | 3 |

Cada estación de muestreo consistió en un tramo de arroyo de 50m de largo el cual se dividió en tres sectores: aguas abajo, medio y arriba. En cada uno se midió: temperatura, pH, conductividad y oxigeno disuelto del agua utilizando sensores Horiba. Se tomaron muestras de agua integrando los tres sectores para determinar su contenido de sólidos totales en suspensión, materia orgánica suspendida, nitrato, amonio, nitrógeno total, fósforo reactivo soluble, fósforo total y alcalinidad en el laboratorio (metodología estándar: APHA, 1995 y Arocena & Conde, 1999). Estas medidas fueron realizadas en cuatro ocasiones (en diciembre del 2006 y marzo, julio y noviembre del 2007) en el marco del proyecto "*Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitoreo*"; (Arocena *et al*., 2008). Los valores utilizados son la media de los cuatro muestreos. Se tomaron muestras de peces en octubre del 2007.

Los peces fueron muestreados mediante pesca eléctrica (equipo Sachs Elektrofischfanggerate/ 400V) ya que es una técnica bastante eficiente para pequeños arroyos (Garner, 1996). A efectos de cubrir la heterogeneidad de hábitats, se muestreó en 10 puntos abarcando los distintos microambientes presentes a lo largo de cada tramo (cauce y orillas, zonas de aguas rápidas y de aguas lentas, áreas con vegetación y sin ella). En cada uno de estos 10 puntos se aplicaron 3 pulsos de corriente durante 5 segundos a modo de réplicas, finalizando con 3 replicas en cada sitio compuesta por 10 pulsos eléctricos provenientes de diferentes microambientes. Los peces colectados fueron sacrificados con una solución de anestesia. Los peces se conservaron con solución de formol al 10% para ser posteriormente identificados, medidos y pesados.

*Parámetros morfométricos y uso del suelo*

Se determinó la pendiente del canal entre los extremos del tramo de muestreo utilizando una escala y un teodolito.

Para determinar la composición relativa de los usos de suelo de la cuenca se utilizó un sistema de información geográfica (SIG) creado por Bartesaghi & Achkar (2008). Con el mismo se calculó el área total de cada microcuenca y el porcentaje ocupado en cada una por los diferentes usos de suelo: cultivo, forestación, pradera, matorral y bosque.

*Análisis de datos*

La comunidad de peces fue analizada a partir de las siguientes características: abundancia total y relativa, biomasa total, riqueza, índices de diversidad y equitatividad de Shannon-Weaver y de Simpson (Begon *et al*., 1999) y las relaciones: riqueza/abundancia y biomasa/abundancia. Salvo la riqueza, la diversidad y la equitatividad, cada uno de los atributos se calculó para cada estación como un promedio a partir de las tres réplicas. Los índices mencionados fueron calculados a partir de la totalidad de individuos por estación tomando las tres réplicas como una sola muestra. Por otra parte se utilizó la clasificación de peces propuesta por Teixeira de Mello (2007) donde se le asigna a las diferentes especies una categoría de tolerancia a la calidad del agua, analizada ésta respecto al uso del suelo. Las categorías son tres: Gran tolerancia, Tolerantes, Sensibles o intolerantes (tabla 2). Para cada estación se calculó la abundancia relativa de cada categoría.

**Tabla 2.** Grado de tolerancia de las especies encontradas según Teixeira (2007).

| Orden | Sensibles o intolerantes | Tolerantes | Gran tolerancia |
|---|---|---|---|
| Characiformes | *Bryconamericus iheringhi* | *Characidium rachovii* | |
| | *Hyphessobrycon meridionalis* | *Hoplias malabaricus* | |
| | *Cheirodon interruptus* | | |
| | *Pseudocorynopoma doriae* | | |
| Siluriformes | *Heptapterus mustelinus* | *Corydoras paleatus* | |
| | *Pimelodella australis* | *Otocinclus flexilis* | |
| | | *Rhineloricaria sp.* | |
| Persiformes | *Australoheros fascetus* | | |
| Cyprinodontiformes | *Jenynsia multidentata* | | *Cnesterodon decemmaculatus* |
| Synbranchiformes | *Synbranchus marmoratus* | | |

Los análisis estadísticos fueron realizados en el software *Statistica 6.1.* A todas las variables, fisicoquímicas y de usos de suelo les fue aplicado el test de Shapiro-Wilk para analizar su normalidad ($p>0,05$). Aquellas que primariamente no presentaban una distribución normal fueron transformadas (Martel *et al*., 2007; Mendiguchía *et al*., 2007).

Para analizar el grado de asociación entre cada par de variables ambientales se realizaron dos matrices de correlaciones (González, 1991). Una matriz de correlaciones paramétrica de Pearson´s ($p<0,05$) a partir de las variables normalizadas y una no paramétrica de Spearman ($p<0,05$) donde se

incluyen las variables que no presentaron una distribución normal (Couceiro *et al*., 2007). Siguiendo el mismo proceso se realizaron dos matrices de correlación (paramétrica y no paramétrica) utilizando tanto las variables ambientales como los atributos de la comunidad íctica (Pavé & Marchese, 2005).

Aquellas variables fuertemente correlacionadas fueron eliminadas, reteniendo sólo aquellas más convenientes (por su relevancia ecológica y/o que fueran relevantes respecto al objetivo del trabajo) para los análisis de componentes principales (ACP) (Bistoni *et al*., 1999; Pavé & Marchese, 2005; Mendiguchía *et al*., 2007). El ACP nos permite obtener índices (factores) que resumen un fenómeno que se ha medido a través de múltiples atributos. En este caso, las repercusiones que tienen las distintas formas en la que se utiliza el suelo en la carga de nutrientes del agua y en los atributos de la comunidad. Esto se debe a que cada factor obtenido, va a estar más correlacionado con una o algunas variables que con las demás de manera que se le puede atribuir un significado a cada uno si conocemos estas relaciones. Este método, además, nos permite visualizar gráficamente grupos de estaciones en cuanto a su parecido en las variables analizadas.

Como las variables no están medidas todas en las mismas unidades, previo al análisis, fueron estandarizadas. Esto evita que la importancia de cada variable quede determinada por la unidad de medida utilizada. El número de factores utilizados fue elegido a partir de los valores propios de cada factor. El criterio de elección fue utilizar aquellos factores que cayeran en la curva antes de que esta se empiece a hacer asintótica (González, 1991). Se realizaron dos ACP, uno utilizando las variables ambientales (conductividad, nitrógeno total, fósforo total y los porcentajes de superficie de los distintos usos de suelo: cultivo, forestación, matorral, pradera y bosque) y otro con las biológicas (abundancia total, biomasa total, riqueza de especies, índice de diversidad y de equitatividad de Simpson, índice de equitatividad de Shannon-Weaver y la abundancia relativa de peces de Gran tolerancia).

Se realizaron dos análisis de clasificación a partir de las variables utilizadas en cada ACP. Esto fue realizado con el objetivo de ver cómo se agrupaban las estaciones respecto a los datos biológicos y comparar estos grupos con los obtenidos a partir de los parámetros ambientales. El método de clasificación permite agrupar las estaciones en grupos homogéneos respecto a estas variables. Él análisis fue realizado con ambos grupos de variables con dos métodos y distancias diferentes (método enlace simple/distancia euclideana y método Ward´s/distancia euclideana al cuadrado) con el objetivo de dar robustez a los resultados. Los dendrogramas que se muestran más adelante son los realizados con el método de Ward´s (Mendiguchía *et al*., 2007). Este método tiene la ventaja de que utiliza más información sobre el contenido de los grupos que los otros utilizados (González, 1991). Como forma de verificación y de discriminar más claramente los grupos de estaciones que se formaron a partir de los ACP, se realizó además, un dendrograma a partir de los factores obtenidos en cada uno (González, 1991). Esto también fue realizado con los dos métodos nombrados y los dendrogramas que se muestran son con el de Ward´s.

*Variables ambientales*

La superficie de las microcuencas fue muy variable. La de menor tamaño tiene una extensión de 5,5 $km^2$ y la mayor de 227,9 $km^2$. La cobertura del suelo también difirió entre las microcuencas. En general, predominó la pradera con un promedio por cuenca de 55% seguida por los matorrales (7%), los cultivos (16%), forestación (2%) y bosque nativo (1%) (Tabla 3).

**Tabla 3.** Parámetros ambientales: H máx, altura máxima de la cuenca; H est., altura de la estación; promedio de las tres réplicas de temperatura (Temp), oxigeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxigeno (Sat. OD), pH, conductividad (K), sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica en suspensión (MOS), nitrato ($NO_3$), amonio ($NH_4$), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), nitrógeno orgánico (N-Org), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT) y superficie ocupada por los distintos usos de suelo. DS: desvío estándar. Datos obtenidos de: Arocena *et al.* (2008) (parámetros físico-químicos) y Bartesaghi & Achkar (2008) (parámetros morfométricos y de cobertura del suelo). (*) La media se calculó a partir de los valores promedios de los cuatro muestreos.

| Variable | Mínimo | Máximo | Media | DS | Variable | Mínimo | Máximo | Media | DS |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Área total ($Km^2$) | 5,5 | 227,9 | 51,4 | 63,2 | NO3 (µg/L)* | 29,6 | 797,9 | 144,3 | 192,5 |
| H máx. (m) | 60 | 380 | 176 | 100 | NH4 (µg/L)* | 2,8 | 164,9 | 25,7 | 40,8 |
| H est. (m) | 20 | 165 | 86 | 46 | NID (µg/L)* | 38,9 | 806,4 | 170,0 | 191,3 |
| Pendiente (%) | 0,3 | 3,2 | 1,0 | 0,8 | NT (µg/L)* | 1071,5 | 6353,1 | 3129,1 | 1378,8 |
| Temp. (ºC)* | 17,0 | 22,2 | 20,3 | 1,4 | N-Org (µg/L)* | 1032,5 | 5546,7 | 2959,1 | 1243,8 |
| OD (mg/L)* | 6,6 | 10,4 | 8,4 | 1,3 | PRS (µg/L)* | 6,0 | 332,8 | 92,4 | 103,9 |
| Sat. OD (%)* | 69,5 | 116,4 | 90,8 | 15,7 | PT(µg/L)* | 16,6 | 502,4 | 149,9 | 149,0 |
| pH* | 7,7 | 8,4 | 8,0 | 0,2 | Cultivo ($Km^2$) | 0,0 | 15,4 | 3,7 | 4,9 |
| K (µS/cm)* | 152,9 | 1194,3 | 514,9 | 303,7 | Forestación ($Km^2$) | 0,0 | 20,3 | 2,3 | 5,7 |
| SST (mg/L)* | 3,0 | 22,8 | 8,7 | 5,7 | Pradera ($Km^2$) | 1,7 | 144,4 | 32,7 | 43,6 |
| MOS (mg/L)* | 1,5 | 6,6 | 3,4 | 1,7 | Matorral ($Km^2$) | 0,0 | 31,6 | 5,6 | 9,1 |
| %MO* | 28,8 | 71,4 | 43,3 | 11,6 | Bosque ($Km^2$) | 0,0 | 8,1 | 1,0 | 2,4 |

En general, el oxígeno disuelto, el pH y la conductividad de los distintos arroyos presentaron valores que se consideran normales en aguas no contaminadas (Conde & Gorga, 1999) y además, en el caso del pH, dentro del rango tolerable para los peces (Bistoni *et al*., 1999).Sin embargo la carga de nutrientes fue alta. Los niveles de fósforo y nitrógeno total de casi la totalidad de las microcuencas cayeron dentro del rango de aguas eutróficas (>75µg/L y >1500µg/L respectivamente) según la clasificación propuesta por Dodds *et al*. (1998). Solamente algunos sitios de la zona alta ganadera no caerían dentro de esta categoría. P2 y P3 serían mesoeutróficos por su contenido de nitrógeno total (700-1500µg/L) y O3 y P3 por su contenido de fósforo total (25-75µg/L). Solamente O4, P2 y P4 serían oligotróficos por su concentración de fósforo total (0-25µg/L). El contenido de materia orgánica en suspensión varió entre microcuencas y en promedio representó un 43,3 % de los sólidos suspendidos.

Las variables ambientales que presentaron una distribución normal fueron: altura de la cuenca y de la estación, la pendiente, la temperatura, el oxigeno disuelto y su porcentaje de saturación, el pH, la conductividad, el nitrógeno total y orgánico y la superficie ocupada por matorrales y por pradera. Las variables restantes fueron trasformadas. El porcentaje de superficie de suelo ocupada por cultivos fue

transformado pero igualmente no se ajustó a una distribución normal por lo que finalmente se empleó sin transformar (tabla 4).

De los atributos de la comunidad íctica los que presentaron una distribución normal fueron: biomasa total, riqueza de especies, relación riqueza/abundancia, índices de diversidad y equitatividad de Simpson, y de diversidad y equitatividad de Shannon-Weaver y la categoría Tolerantes. El resto: abundancia, biomasa/abundancia y las categorías Sensibles o intolerantes y de Gran tolerancia no presentaron dicha distribución y fueron transformados (tabla 4).

**Tabla 4.** Transformaciones aplicadas a las variables para que adquieran una distribución normal, Test de Shapiro-Wilk, p>0,05. Parámetros ambientales: H máx, altura máxima de la cuenca; H est., altura de la estación; promedio de las tres réplicas de temperatura (Temp), oxigeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxigeno (Sat. OD), pH, conductividad (K), sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica en suspensión (MOS), nitrato ($NO_3$), amonio ($NH_4$), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), nitrógeno orgánico (N-Org), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT) y la superficie ocupada por los distintos usos de suelo. Atributos de la comunidad íctica: Ab, abundancia total; Bm, biomasa total; Riq, riqueza de especies; y E, índice de diversidad y de equitatividad de Simpson; H y J, índice de diversidad y de equitatividad de Shannon-Weaver (*promedio de las tres réplicas).

| Variable | Transformación | Variable | Transformación | Variable | Transformación |
|---|---|---|---|---|---|
| H máx. (m) | normal s/transformación | $NH_4$ (µg/L) | Log(x+1) | Abundancia* | log (x +1) |
| H est. (m) | normal s/transformación | NID (µg/L) | Log(x+1) | Biomasa (g)* | normal s/transformación |
| Pendiente (%) | √√ | NT (µg/L) | normal s/transformación | Riqueza | normal s/transformación |
| Temp. (ºC) | normal s/transformación | N-Org (µg/L) | Normal s/transformación | Riq/Ab | normal s/transformación |
| OD (mg/L) | normal s/transformación | PRS (µg/L) | √ | Biomasa/Ab | Log (x) |
| % Sat. OD | normal s/transformación | PT (µg/L) | Log(x+1) | D | normal s/transformación |
| pH | normal s/transformación | Bosque (%) | Log(100x+1) | E | normal s/transformación |
| K (µS/cm) | normal s/transformación | Cultivo (%) | sin transformación | H | normal s/transformación |
| SST (mg/L) | Log(x+1) | Forestación (%) | √√ | J | normal s/transformación |
| MOS (mg/L) | Log(x+1) | Matorral (%) | normal s/transformación | Sensibles o intolerantes | log (x +1) |
| $NO_3$ (µg/L) | Log(x+1) | Pradera (%) | normal s/transformación | Tolerantes | normal s/transformación |
| | | | | Gran tolerancia | √√ |

El uso del suelo vario según el relieve. Las superficies cultivadas en general aumentan cuanto más baja es la microcuenca mientras que el uso ganadero tiene un patrón opuesto. Las microcuencas con mayor superficie de pasturas son: O1, O2, O3, O4, P1, P2, P3, P4 (porcentaje mayor al 60%, media=74; DS=8,79). Mientras que A2, A3, A4, Q1, Q2 y Q3 se distinguen por una mayor superficie cultivada (mayor al 18%, media=36%; DS=16,27). Los matorrales oscilan sin mantener un patrón definido con una leve tendencia a aumentar en las zonas más altas. Las microcuencas que poseen un porcentaje de superficie de matorrales mayor al 10% son: A3, O1, O2, P3 y P1. Tanto la forestación como el bosque nativo poseen superficies de cobertura bajas en las cuencas. En sólo tres, el porcentaje de cobertura forestal supera el 5% (P2: 9,7%, P1: 8,8% y P4: 6,9%) y en sólo una el bosque nativo supera el 1% (P1: 4, 5%), siendo estas cuencas las que poseen mayor altura (figura 2).

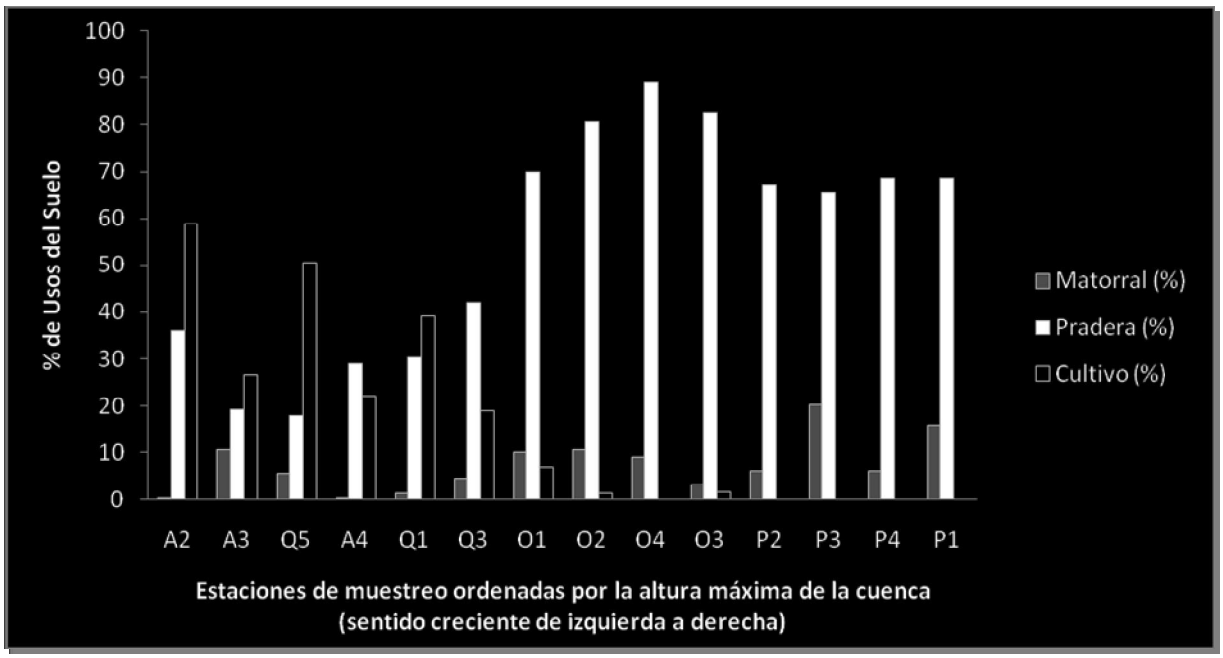



**Figura 2.** Variación de usos del suelo (%) según la altura maxima de la cuenca de cada estación (la altura aumenta de izquierda a derecha). Se excluyó la superficie ocupada por foretsción y bosque nativo por lo que los porcentajes no suman el 100%.

Algunas variables físico-químicas también están asociadas al relieve (apéndice 1). Las correlaciones que se mencionen de aquí en adelante son significativas, $p<0,05$ (apéndice 1 y 2). La altura máxima de la cuenca se correlaciona positivamente con la pendiente y con el pH. La altura de la estación se correlaciona positivamente además de con la pendiente, con el oxígeno disuelto y su porcentaje de saturación, y éstos entre sí. Tanto la altura máxima de la cuenca como la altura de la estación se correlacionan negativamente con la conductividad, sólidos y materia orgánica en suspensión. La pendiente se asocia negativamente con la materia orgánica en suspensión.

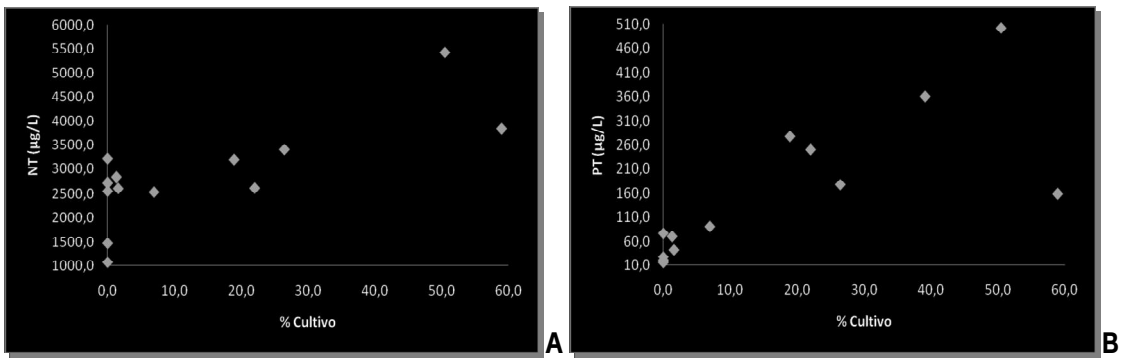



**Figura 3.** Relaciones entre el porcentaje de superficie cultivada *vs*. A) nitrógeno total y B) fósforo total, cuyo análisis de correlación fue significativo (Sperman; $p<0,05$) (apéndice 1).

Los diferentes usos del suelo se asocian de manera distinta a algunas de las variables físico-químicas. El cultivo se correlaciona positivamente con la conductividad, sólidos y materia orgánica en suspensión y con los nutrientes (menos amonio), y negativamente con el oxigeno disuelto (figura 3; apéndice 1 y 3). La forestación tiene una asociación positiva con el oxigeno disuelto y negativa con la temperatura, conductividad, sólidos y materia orgánica en suspensión y las dos formas de fósforo analizadas (apéndice 1 y 3). La pradera se correlaciona positivamente con el bosque nativo y

negativamente con la conductividad, nitrógeno orgánico y total, fósforo reactivo soluble y total (apéndice 1; figura 4). Los matorrales solo están correlacionados, y de manera positiva, con el bosque nativo (apéndice 1). Éste se asocia negativamente con la conductividad y el fósforo rectivo soluble (apéndice 1 y 3).

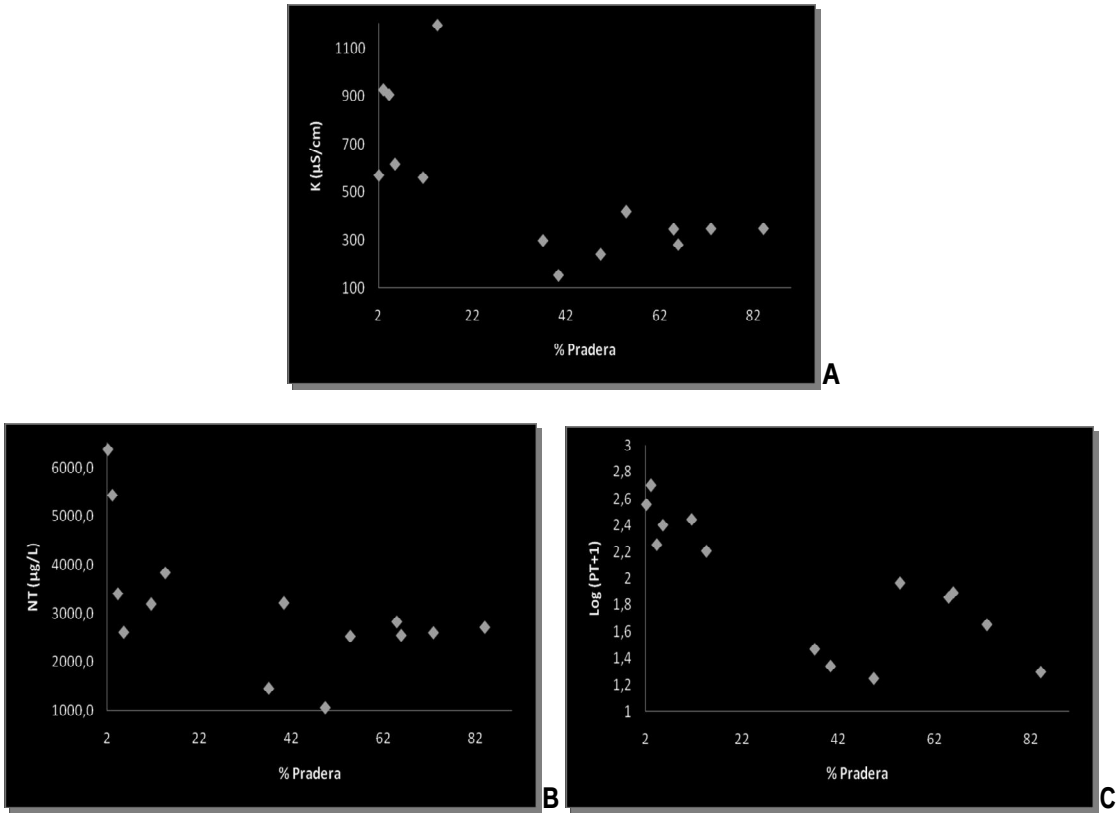



**Figura 4.** Relaciones entre el porcentaje de superficie de pradera y distintas variables ambientales cuyo análisis de correlación fue significativo (Pearson´s, $p<0,05$) (apéndice 1): A) conductividad, B) nitrógeno total y C) fósforo total. Los gráficos fueron realizados a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4).

Menos el amonio todas las formas de nitrógeno y de fósforo se correlacionan negativamente o con la altura máxima de la cuenca y/o con la de la estación. El nitrógeno orgánico, fósforo reactivo soluble y nitrógeno y fósforo total están asociados positivamente con la conductividad (apéndice 1). Las dos formas de fósforo se correlacionan positivamente con la materia orgánica en suspensión y solo el fósforo total con los sólidos en suspensión (apéndice 1). Las correlaciones entre nutrientes siempre son positivas. Salvando el amonio, todos los nutrientes están correlacionados entre sí (apéndice 1). El área de la cuenca no se correlacionó con ninguna de las variables ambientales analizadas.

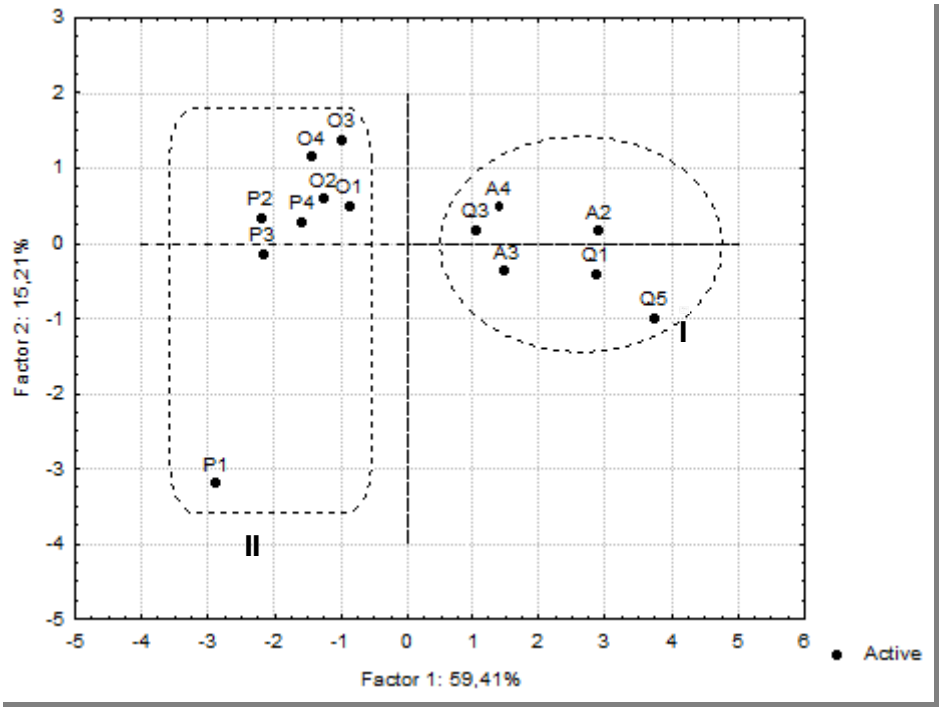



**Figura 5.** Análisis de componentes principales (ACP) a partir de conductividad, nitrógeno y fósforo total y porcentajes de superficie de bosque, cultivo, forestación, matorral y pradera. Las variables utilizadas se seleccionaron a partir del análisis de correlación (apéndice 1) eliminándose aquellas fuertemente correlacionadas y reteniendo sólo aquellas más convenientes por su relevancia ecológica y/o que fueran relevantes respecto al objetivo del trabajo. Las variables fueron estandarizadas previamente al análisis.

Los dos primeros factores del análisis de componentes principales (ACP) realizado con las variables ambientales (conductividad, nitrógeno total, fósforo total y los porcentajes de superficie de los distintos usos de suelo: cultivo, forestación, matorral, pradera y bosque) tuvieron un valor propio >1 y explicaron el 74,6% de la varianza total de los datos (tabla 5). El análisis separa primariamente las estaciones en dos grandes grupos a lo largo del eje 1 (figura 5). El grupo 1 (a la derecha) está formado por las estaciones pertenecientes a las microcuencas con mayor superficie de cultivos ubicadas en las zonas más bajas (A2, A3, A4, Q1, Q3 y Q5) caracterizadas por mayor conductividad y contenido de nutrientes (tabla 6). El grupo 2, a la izquierda (O1, O2, O3, O4, P1, P2, P3 y P4), se compone de las estaciones ubicadas en zonas mayormente ganaderas a mayor altura (tabla 5). El eje 2 separa a P1 de este grupo por poseer un porcentaje de superficie de bosque nativo mayor al resto (tabla 6).

**Tabla 5.** Valores propios del ACP de variables ambientales y varianza (total y acumulada) explicada por cada factor.

| Factor | Valor propio | % Total | % Acumulado |
|---|---|---|---|
| 1 | 4,752934 | 59,41167 | 59,4117 |
| 2 | 1,216886 | 15,21108 | 74,6228 |
| 3 | 0,835293 | 10,44117 | 85,0639 |
| 4 | 0,559752 | 6,99691 | 92,0608 |
| 5 | 0,348434 | 4,35543 | 96,4163 |
| 6 | 0,198693 | 2,48366 | 98,8999 |
| 7 | 0,066836 | 0,83545 | 99,7354 |
| 8 | 0,021171 | 0,26464 | 100,0000 |

**Tabla 6.** Factores 1 y 2 del ACP de las variables ambientales (varianza explicada: 74,62%): K, conductividad; NT, nitrógeno total; PT, fósforo total y los porcentajes de superficie de los distintos usos de suelo (bosque, cultivo, forestación, matorral y pradera). Las variables se ordenan según cuánto aportan, positiva (+) o negativamente (-), a dichos factores.

| | Variable | Factor 1 | | Variable | Factor 2 |
|---|---|---|---|---|---|
| + | Cultivo (%) | 0,947865 | + | Pradera (%) | 0,296090 |
| + | PT (µg/L) | 0,872351 | | Bosque (%) | -0,804414 |
| + | K (µS/cm) | 0,867488 | | Forestación (%) | -0,433907 |
| + | NT (µg/L) | 0,801899 | | Matorral (%) | -0,382381 |
| - | Pradera (%) | -0,858546 | - | PT (µg/L) | -0,271292 |
| - | Matorral (%) | -0,640378 | | NT (µg/L) | -0,206700 |
| - | Forestación (%) | -0,561027 | | Cultivo (%) | -0,152518 |
| - | Bosque (%) | -0,485774 | | K (µS/cm) | -0,089774 |

Los análisis de clasificación mantuvieron el mismo patrón que el ACP separando a las estaciones en los mismos dos grandes grupos: cuencas con predominio de agricultura, de las zonas bajas, por un lado (A y Q) y cuencas con predominio ganadero, de mayor altura, por el otro (O y P) (figura 6).

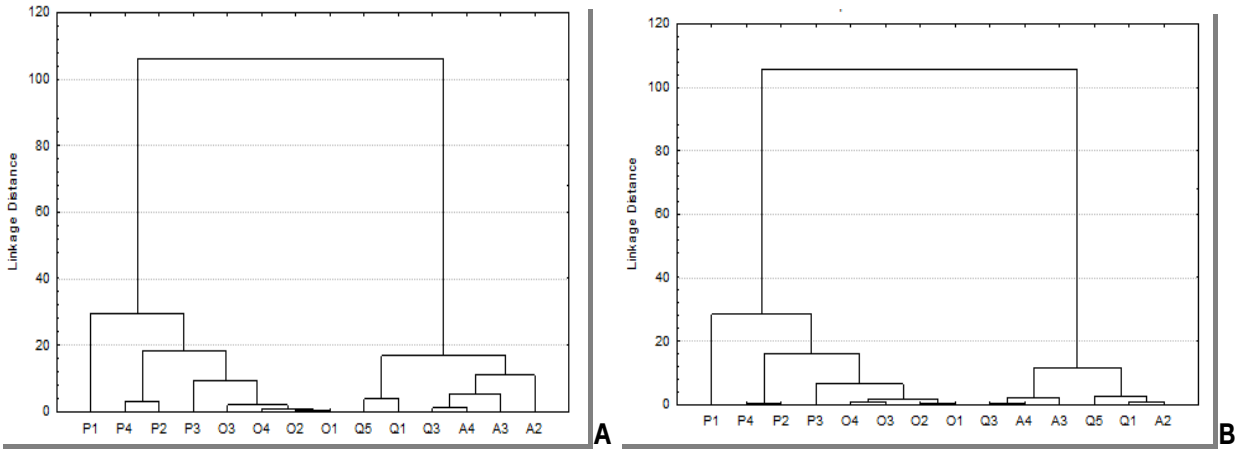



**Figura 6.** Análisis de clasificación, método: de Ward´s, distancia euclidiana al cuadrado. A) Realizado a partir de las mismas variables utilizadas en el ACP: conductividad, nitrógeno total, fósforo total y los porcentajes de superficie de los distintos usos de suelo (las variables fueron estandarizadas previamente al análisis). B) Realizado a partir de los 3 primeros factores obtenidos del ACP (85,06% de la varianza).

*Variables biológicas*

El total de peces recolectados fue de 1158 individuos pertenecientes a 5 órdenes, 11 familias y 31 especies. El orden dominante en términos de abundancias fueron los Characiformes con un 44,0% del total de peces colectados y 18 especies, seguido de Cyprinodontiformes (31,5% y 2 especies), Siluriformes (13,1% y 6 especies), Perciformes (11,1% y 4 especies) y Synbranchiformes (0,3% y una especie) (tabla 7).

**Tabla 7.** Listado de especies de peces encontradas.

| Orden | Familia | Especie |
|---|---|---|
| Characiformes | Characidae | *Astyanax eigenmaniorum* |
| | | *Astyanax fasciatus* |
| | | *Astyanax saguazu* |
| | | *Bryconamericus iheringhi* |
| | | *Charax stenopterus* |
| | | *Cheirodon interruptus* |
| | | *Diapoma therofali* |
| | | *Heterocheirodon yatai* |
| | | *Hyphessobrycon luetkeni* |
| | | *Hyphessobrycon meridionalis* |
| | | *Hyphessobrycon uruguayensis* |
| | | *Oligosarcus hepsetus* |
| | | *Oligosarcus oligolepis* |
| | | *Pseudocorynopoma doriae* |
| | Erithrynidae | *Hoplias malabaricus* |
| | Crenuchidae | *Characidium rachovii* |
| | Curimatidae | *Cyphocharax voga* |
| | | *Steinachnerina biornata* |
| Siluriformes | Heptepteridae | *Heptapterus mustelinus* |
| | | *Pimelodella australis* |
| | | *Hisonotus sp.* |
| | | *Otocinclus flexilis* |
| | Loricariidae | *Rhineloricaria sp.* |
| | Callichthyidae | *Corydoras paleatus* |
| Perciformes | Cichlidae | *Austaloheros scitulus* |
| | | *Australoheros fascetus* |
| | | *Crenicichla scotti* |
| | | *Gymnogeophagus gymnogenis* |
| Cyprinodontiformes | Poeciliidae | *Cnesterodon decemmaculatus* |
| | Anablepidae | *Jenynsia multidentata* |
| Synbranchiformes | Synbranchidae | *Synbranchus marmoratus* |

De las 6 especies dominantes que comprendieron un 71,7% del total, la de mayor abundancia fue *Cnesterodon decemmaculatus* (31,4% del total), a la que le siguen: *Cheirodon interruptus* (10,4%), *Characidium rachovii* (9,7%), *Bryconamericus iheringhi* (8,6%), *Austaloheros scitulus* (6,3%) y *Heptapterus mustelinus* (5,2%). En contraparte, las especies raras fueron 16 (5,5% del total): *Astyanax fasciatus*, *Astyanax saguazú*, *Australoheros fascetus*, *Charax stenopterus*, *Corydoras paleatus*, *Diapoma terofali*, *Heterocheirodon yatai*, *Hoplias malabaricus*, *Hyphessobrycon luetkeni*, *Hyphessobrycon uruguayensis*, *Jenynsia multidentata*, *Oligosarcus hepsetus*, *Oligosarcus oligolepis*, *Otocinclus flexilis*, *Rhineloricaria sp.*, *Synbranchus marmoratus*; todas con una abundancia menor al 1% (12 individuos).

**Tabla 8.** Parámetros de la comunidad íctica en 14 microcuencas de la cuenca de Río Santa Lucía. (*) Promedios de las tres réplicas.

| Variable | Mínimo | Máximo | Media | DS |
|---|---|---|---|---|
| Abundancia* | 8 | 79 | 28 | 20,4 |
| Biomasa (g)* | 13,7 | 193,1 | 83,6 | 50,7 |
| Riqueza* | 8 | 17 | 11 | 2,6 |
| Diversidad de Simpson (D) | 2,8 | 9,6 | 5,2 | 2,0 |
| Equitatividad de Simpson (E) | 0,2 | 0,9 | 0,5 | 0,2 |
| Diversidad de Shannon (H) | 1,5 | 2,4 | 1,9 | 0,3 |
| Equitatividad de Shannon (J) | 1,4 | 2,3 | 1,9 | 0,3 |

La comunidad de peces se analizó utilizando diferentes descriptores cuyos valores variaron entre las microcuencas (tabla 8). La abundancia total obtuvo su valor mínimo (8 individuos) en la microcuenca O2 y máximo en A3 con un valor diez veces superior (79 individuos). La biomasa total también presentó extremos disímiles entre microcuencas con un mínimo de 13,7g en O4 y un valor máximo catorce veces mayor de 193,1g en Q1. La riqueza de especies varió de 8 (O4, P1 y P2) a 17 especies (Q5).

Las variables biológicas mostraron ciertos patrones geográficos. La abundancia y la biomasa siguieron un patrón general con valores máximos en las cuencas de mayor superficie cultivada (A2, A3, A4, Q1, Q3 y Q5). Por el contrario, ambos índices de equitatividad tienden a aumentar con la altura, hacia zonas donde mayormente el uso es ganadero. La relación riqueza/abundancia posee dos picos, ambos en zonas ganaderas. Uno se encuentra en las cuencas de altura intermedia (O1, O2 y O4), y otro menor en las cuencas de mayor altura (P4 y P1). Ésta relación se hace mínima en las cuencas A con predominio agrícola y en Q5 con predominio agrícola-lechero. Ninguno de los dos índices de diversidad ni tampoco la riqueza mostraron un patrón geográfico claro (aunque las diversidades tienen una leve tendencia a aumentar hacia las zonas ganaderas).

El 75% de los peces muestreados figuran en la clasificación de Teixeira de Mello (2007). La categoría Tolerantes no presenta un patrón de distribución claro; sin embargo las otras dos categorías sí, siendo éstos en general opuestos. Los máximos de abundancia de peces de Gran tolerancia se dan en las cuencas agrícolas-lecheras (A2, A3, Q5 y A4) mientras que las de los peces Sensibles o intolerantes se dan entre las cuencas ganaderas (Q1, O1, O2, O4, P2 y P1) (figura 7).

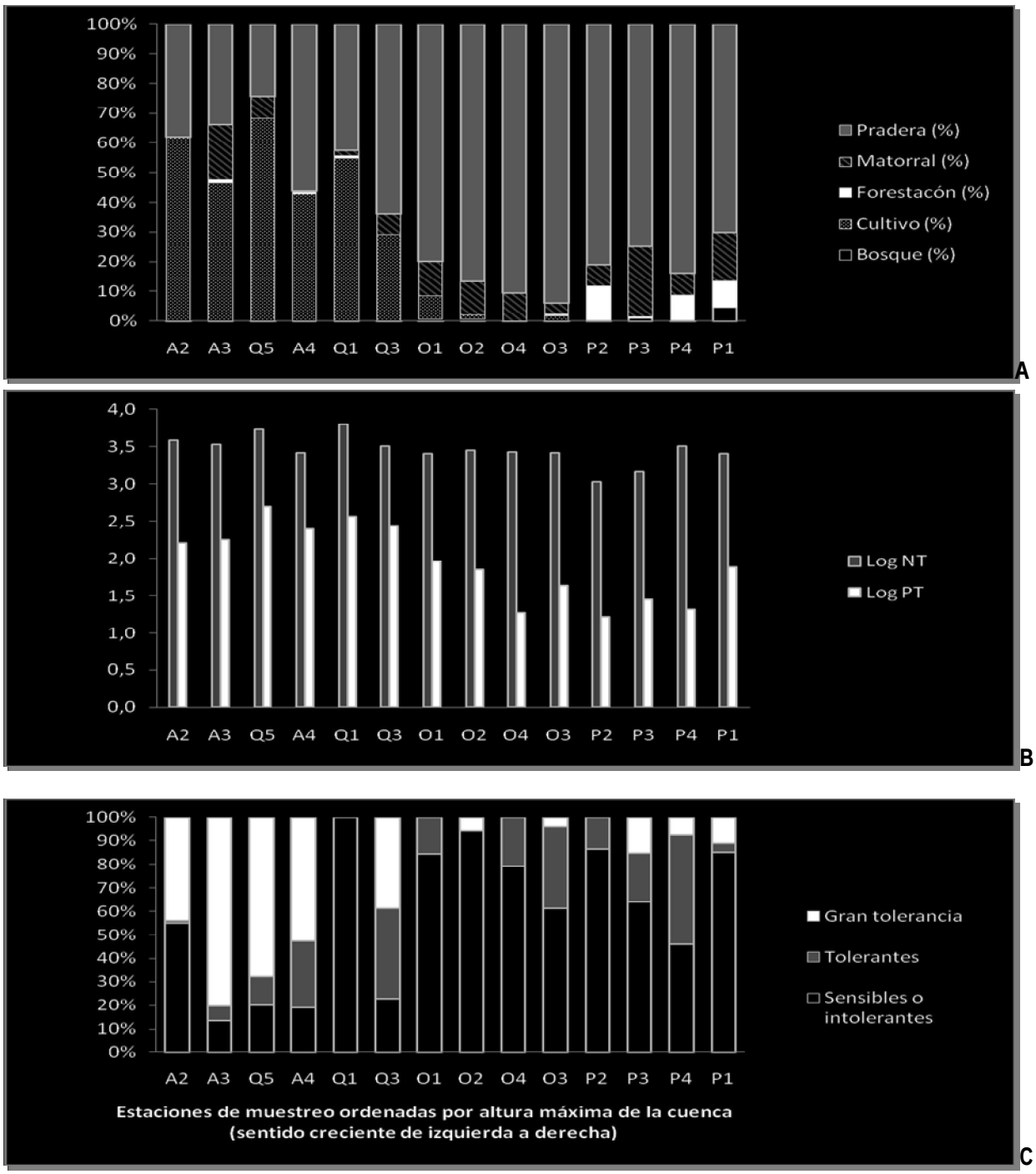



**Figura 7.** Descripción de las estaciones según: A) porcentaje de los distintos tipos de usos de la tierra, B) concentración de nutrientes (NT, nitrógeno total; PT, fósforo total) y C) porcentaje de los distintas categorías de peces indicadoras del estado trófico según Teixeira de Mello (2007). Las estaciones están ordenadas en sentido creciente por altura máxima de la cuenca.

La abundancia total de peces se correlacionó positivamente con el porcentaje de superficie cultivada (Spearman r= 0,6698), la conductividad, el amonio y negativamente con la superficie de pradera y de bosque natural (figura 8; apéndice 2 y 3). La biomasa total se asocia positivamente a la superficie cultivada (Spearman r=0,5687), al nitrógeno inorgánico disuelto, nitrógeno orgánico, nitrógeno total, todas las formas de fósforo (apéndice 2; figura 9). La riqueza de especies se correlaciona negativamente con la forestación (apéndice 2; apéndice 3) y positivamente con el porcentaje de cultivos (Spearman r=0,5705).

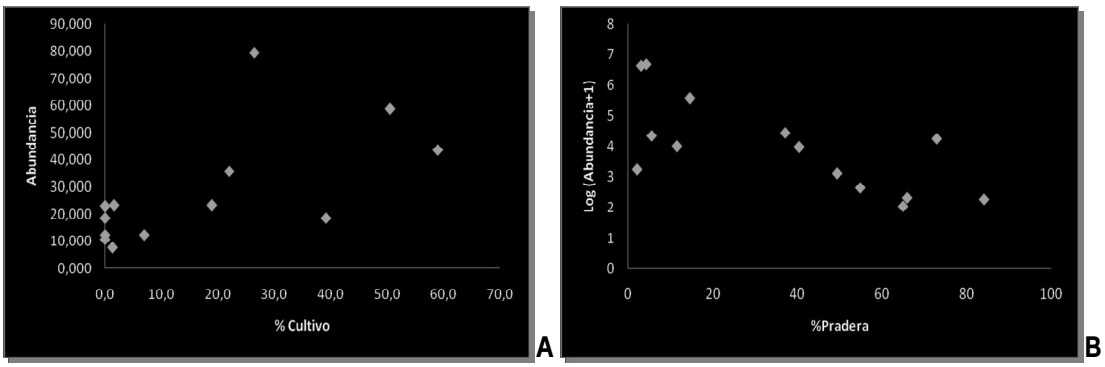



**Figura 8.** Variación de la abundancia (total de individuos) respecto a dos variables ambientales cuyo analísis de correlación fue significativo (apéndice 2): A) porcentaje de superficie cultivada (Spearman; p<0,05) y B) porcentaje de superficie con pradera (Pearson´s; p<0,05). Los gráficos fueron realizados a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4) excepto para el cultivo.

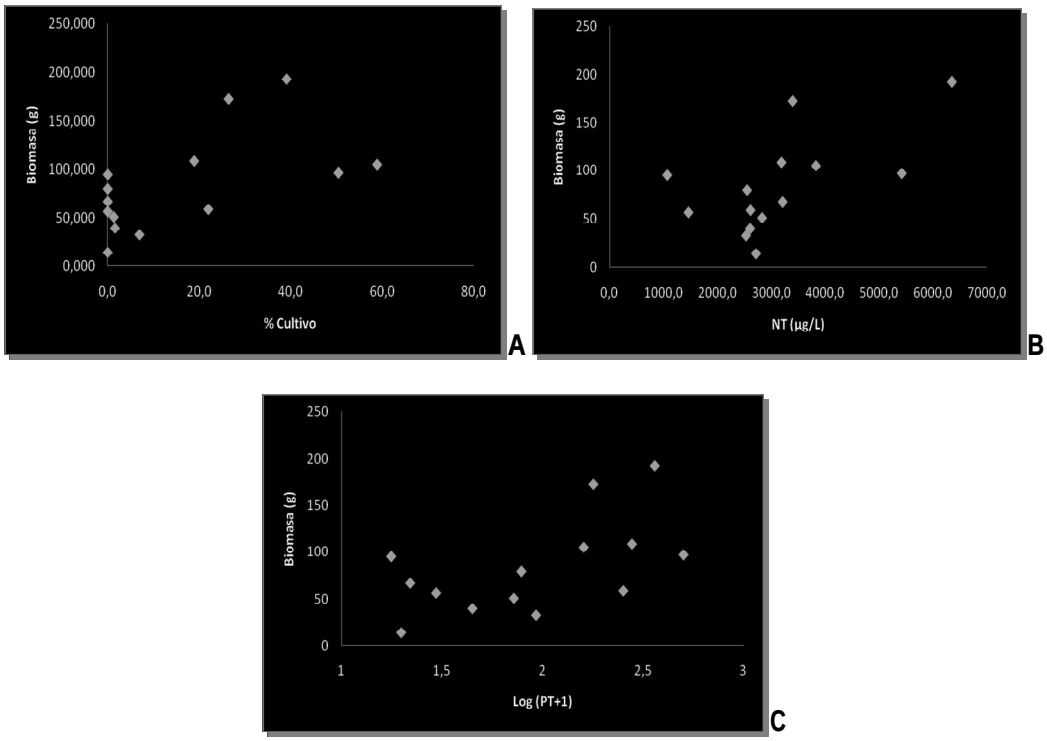



**Figura 9.** Variación de la biomasa total respecto a las variables ambientales cuyo analísis de correlación fue significativo (apéndice 2) : A) porcentaje de superficie cultivada (Spearman; p<0,05), B) nitrógeno total y C) fósfoto total (Pearson´s; p<0,05). Los gráficos fueron realizados a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4) excepto para la variable cultivo.

La relación riqueza/abundancia tuvo una asociación positiva con el área de la cuenca, con los porcentajes de bosque natural y pradera y con los dos índices de equitatividad; mientras que se asoció negativamente al porcentaje de cultivos (Spearman r=-0,5642) y a la conductividad (figura 10; apéndice 2 y 3) La relación biomasa/abundancia no se correlacionó con ninguna de las variables utilizadas en este análisis.

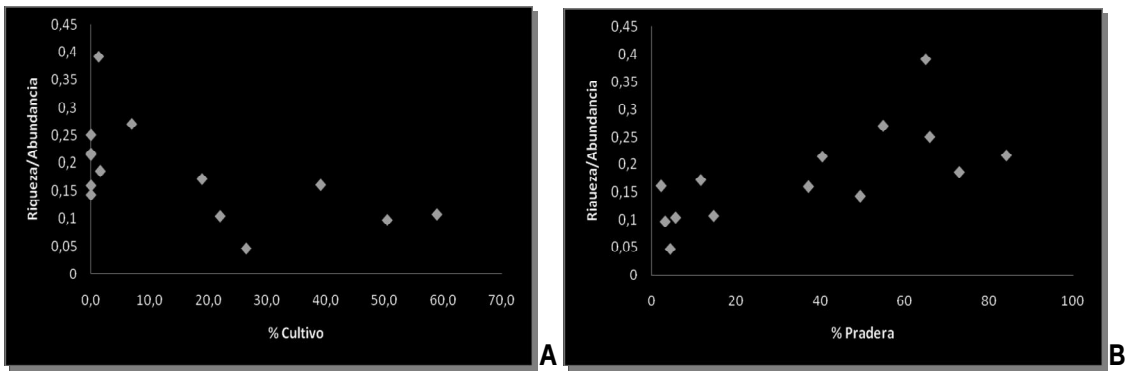



**Figura 10.** Variación de la relación riqueza/abundancia respecto dos variables ambientales cuyo analísis de correlación fue significativo (apéndice 2): A) porcentaje de superficie cultivada (Sperman; p<0,05) y B) porcentaje de pradera (Pearson´s; p<0,05). Los gráficos se realizaron a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4) excepto para los gráficos realizados con la variable cultivo.

El índice de diversidad de Simpson se correlacionó positivamente con el porcentaje de bosque nativo (apéndice 2 y 3). Los dos índices de equitatividad se correlacionaron de manera positiva con el porcentaje de bosque natural y negativa con la conductividad y el amonio (figura 11; apéndice 2 y 3). Además el índice de equitatividad de Simpson se correlacionó negativamente el fósforo reactivo soluble, fósforo total y el porcentaje de cultivos (Spearman r=-0,6541) y el de Shannon-Weaver positivamente con el porcentaje de pradera (figura 11; apéndice 2 y 3).

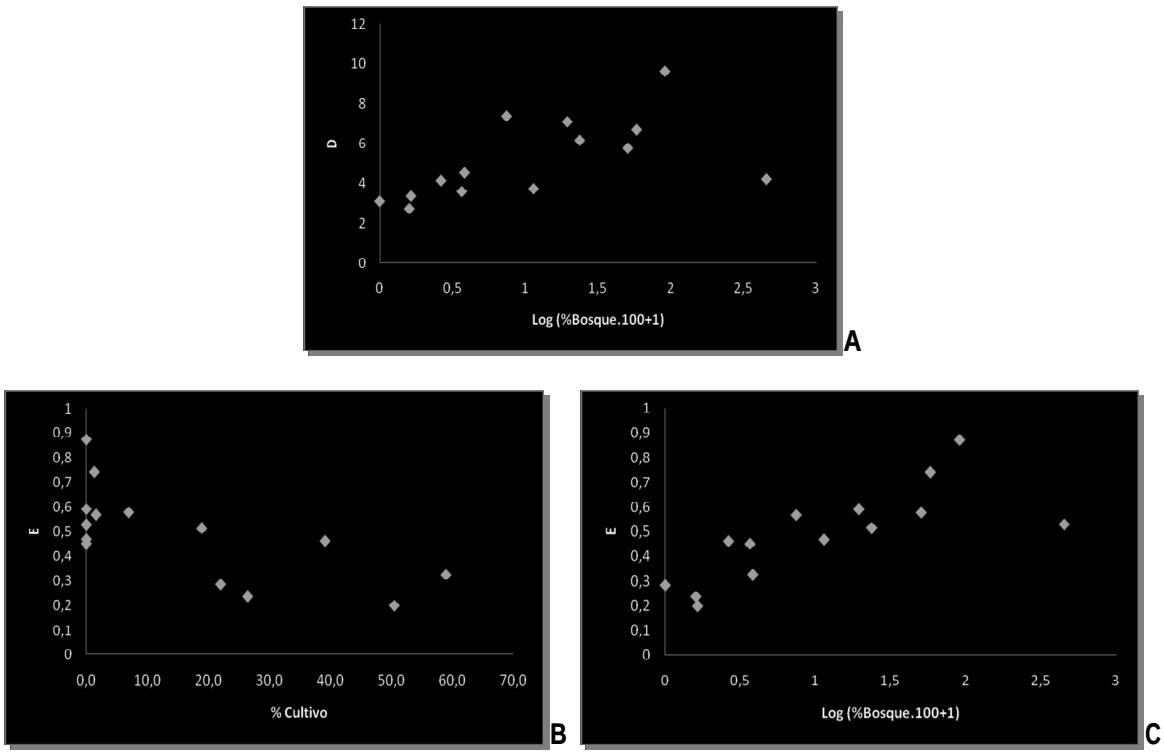



**Figura 11.** Variación de la Divercidad de Simpson (D) y Equitatividad (E) respecto a las variables ambientales cuyo analísis de correlación fue significativo (apéndice 2) : A) D *vs*. porcentaje de área forestada (Pearson´s; p<0,05) B) E *vs*. porcentaje de superficie cultivada (Sperman; p<0,05), C) E *vs*. porcentaje de área con bosque natural (Pearson´s; p<0,05).Los gráficos fueron realizados a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4) excepto para los gráficos realizados con la variable cultivo.

De las categorías indicadoras de peces, la que se asoció a un mayor número de variables fue la de Gran tolerancia (apéndice 2), categoría comprendida por una única especie: *Cnesterodon*

*decemmaculatus*. Ésta se correlacionó positivamente con la abundancia, riqueza, conductividad, materia orgánica en suspensión, amonio y fósforo total y negativamente a la relación riqueza/abundancia, equitatividad de Shannon y al porcentaje de pradera (figura 12; apéndice 3).

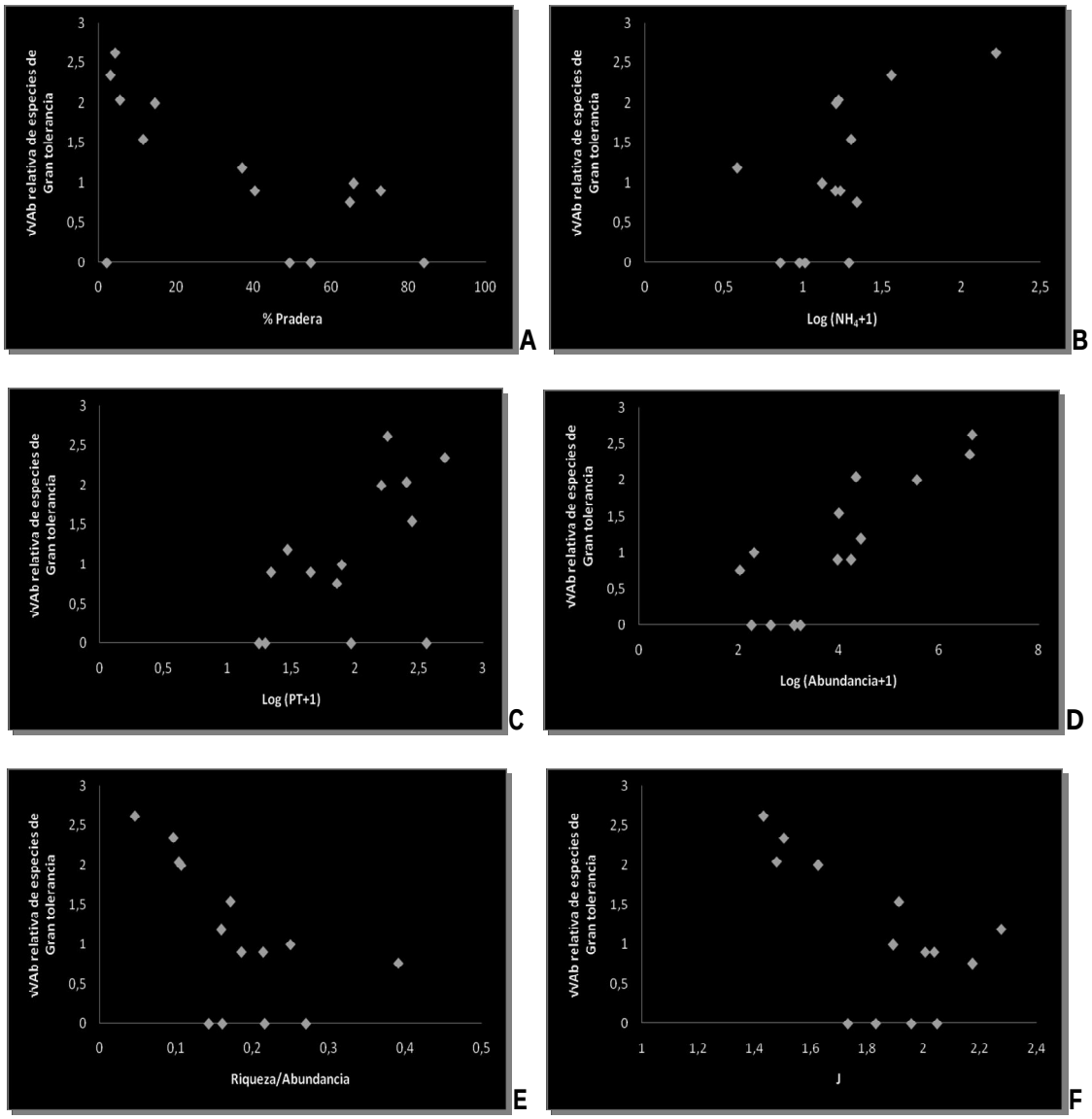



**Figura 12.** Variación de la abundancia (Ab) relativa de la categoría de peces indicadora de Gran tolerancia respecto a las variables ambientales y bioloógicas cuyo analísis de correlación fue significativo (Pearson´s; p<0,05) (apéndice 2) : A) porcentaje de área con pradera, B) concentracion de amonio, C) fósforo total, D) abundancia total, E) riqueza/abundancia y E) equitatividad de Sannon-Weiner. Los gráficos fueron realizados a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4).

El ACP aplicado a las variables biológicas (abundancia total, biomasa total, riqueza de especies, índice de diversidad y de equitatividad de Simpson, índice de equitatividad de Shannon-Weaver y la abundancia relativa de peces de Gran tolerancia) explicó el 81,2% de la varianza con los dos primeros factores (figura 13, tabla 9).

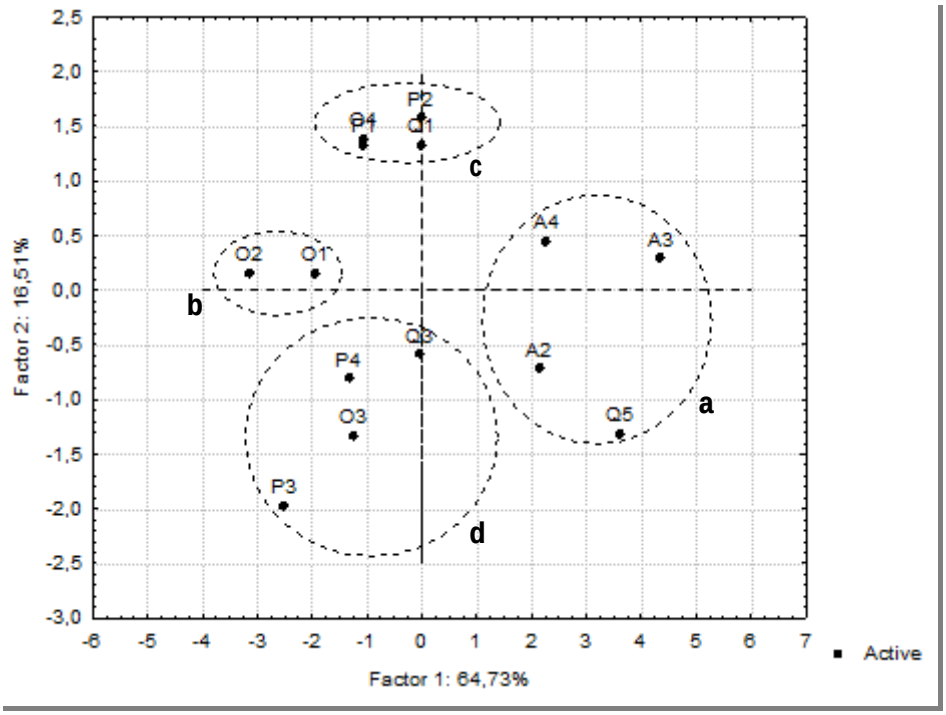



**Figura 13.** Análisis de componentes principales (ACP) a partir de abundancia total, biomasa total, riqueza de especies, índice de diversidad y de equitatividad de Simpson, índice de equitatividad de Shannon-Weaver y abundancia relativa de peces de Gran tolerancia (Teixeira de Mello, 2007). Las variables utilizadas se seleccionaron a partir del análisis de correlación (apéndice 2) eliminándose aquellas fuertemente correlacionadas y reteniendo sólo aquellas más convenientes por su relevancia ecológica y/o que fueran relevantes respecto al objetivo del trabajo. Las variables fueron estandarizadas previamente al análisis.

El grupo "a" se caracteriza por una comunidad íctica con una mayor abundancia, biomasa y proporción de peces de Gran tolerancia. Todas las estaciones de este grupo (A2, A3, A4, y Q5) también pertenecen al grupo 1 en el ACP de variables ambientales (figura 5) y son las microcuencas con mayor superficie agrícola (figura 2). Por lo tanto, el análisis establece un gradiente de izquierda a derecha de calidad de agua determinada por la influencia de los cultivos y los nutrientes. En contraparte, O1 y O2 (grupo "b) pertenecen a las estaciones con menor porcentaje de cultivos (figura 2 y 7a) y por lo tanto al grupo 2 en el ACP ambiental (figura 5). La comunidad íctica de este grupo se caracterizó por ser más diversa y equitativa y tener una relación riqueza/abundancia mayor. Los dos grupos del centro están más influenciados por el factor 2. Este establece un gradiente de riqueza de especies creciente de arriba hacia abajo (tabla 10). Siendo el grupo "c" (O4, P1, P2 y Q1) menos rico en especies que el "d" (O3, P3, P4 y Q3).

El análisis de clasificación realizado a partir de los tres primeros factores del ACP de las variables biológicas establece la misma agrupación de estaciones que éste (figura 13b). En cambio, el dendrograma realizado directamente de las mismas variables se diferencia; los grupos "a" y "d" se mantienen y agrupa a "b" y "c" en uno solo (figura 13a).

**Tabla 9.** Valores propios del ACP de variables bióticas y varianza (total y acumulada) explicada por cada factor.

| Factor | Valor propio | % Total | % Acumulado |
|---|---|---|---|
| 1 | 5,178112 | 64,72640 | 64,7264 |
| 2 | 1,321077 | 16,51346 | 81,2399 |
| 3 | 0,812310 | 10,15387 | 91,3937 |
| 4 | 0,310005 | 3,87507 | 95,2688 |
| 5 | 0,283480 | 3,54350 | 98,8123 |
| 6 | 0,074100 | 0,92625 | 99,7386 |
| 7 | 0,012522 | 0,15652 | 99,8951 |
| 8 | 0,008394 | 0,10492 | 100,0000 |

**Tabla 10.** Factores 1 y 2 del ACP (81,23% de la varianza explicada) de variables biológicas: Ab, abundancia total promedio de las tres réplicas; Bm, biomasa total promedio de las tres réplicas; Riq, riqueza de especies, D y E, índice de diversidad y de equitatividad de Simpson; J, índice de equitatividad de Shannon-Weaver y la abundancia relativa de de peces de Gran tolerancia (Teixeira, 2007). Las variables se ordenan según cuánto aportan, positiva (+) o negativamente (-), a dichos factores.

| | Variable | Factor 1 |
|---|---|---|
| + | XAb | 0,904277 |
| | Gran tolerancia | 0,892293 |
| | XBm (g) | 0,567056 |
| | Riqueza | 0,508479 |
| - | J | -0,942039 |
| | E | -0,927935 |
| | Riq/Ab | -0,842366 |
| | D | -0,725275 |

| | Variable | Factor 2 |
|---|---|---|
| + | XBm (g) | 0,187285 |
| | Riq/Ab | 0,158142 |
| - | Riqueza | -0,779028 |
| | D | -0,647387 |
| | XAb | -0,276815 |
| | Gran tolerancia | -0,240792 |
| | E | -0,229089 |
| | J | -0,218878 |

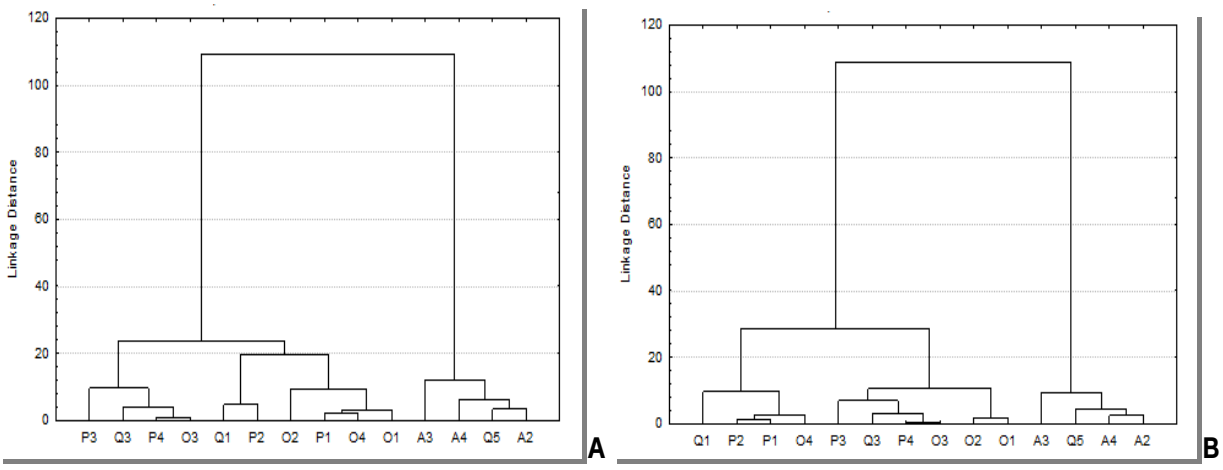



**Figura 13.** Análisis de clasificación, método: de Ward´s, distancia euclidiana al cuadrado. A) Realizado a partir de las mismas variables utilizadas en el ACP: abundancia total, biomasa total, riqueza de especies, D y E, índice de diversidad y de equitatividad de Simpson, índice de equitatividad de Shannon-Weaver y la abundancia relativa de la categoría de peces de Gran tolerancia según Teixeira de Mello, 2007 (las variables fueron estandarizadas previamente al análisis). B) Realizado a partir de los 3 primeros factores obtenidos del ACP (91,39% de la varianza).

## DISCUSIÓN

Mediante el trabajo realizado fue posible detectar los efectos del uso de la tierra en la calidad del agua de los arroyos y en su comunidad de peces. Estos resultados apoyan la hipótesis formulada y son consistentes con otros estudios (Allan *et al.*, 1997; Allan & Johnson, 1997; Ahearn *et al*., 2005; Pinto *et al*., 2006; Stainbrook *et al*., 2006; Teixeira de Mello, 2007; Karr *et al*., 2009), muchos de los cuales, postulan a los "usos del suelo" como buenos predictores de la calidad del agua.

### *Zonas bajas y el cultivo*

La microcuencas con mayor superficie cultivada (grupo 1 del ACP ambiental: A2, A3, A4, Q1, Q3 y Q5) se caracterizaron por poseer mayor conductividad, nutrientes, sólidos y materia orgánica en suspensión, y un menor porcentaje de saturación de oxígeno disuelto. Estos resultados apoyan la predicción 1 y coinciden con los obtenidos por otros autores (Allan *et al.*, 1997; Strayer *et al*., 2003; Ahearn *et al*., 2005; Stainbrook *et al*., 2006; Mendiguchía *et al*., 2007).

El laboreo del suelo produce la degradación de su estructura. Un suelo degradado, sin su vegetación natural o directamente expuesto a la intemperie es más proclive a la erosión (Hudson 1981; Barreto, 2008). Esto podría estar explicando que el porcentaje de cultivos se correlacione positivamente con los sólidos, la conductividad (valores altos de conductividad son frecuentemente asociados a baja calidad del agua), la materia orgánica en suspensión y los nutrientes.

El uso de fertilizantes explicaría el aumento de los nutrientes y de la conductividad (Strayer *et al*., 2003). Debido que los nutrientes se encuentran asociados a las partículas de suelo, alcanzan el agua conduciendo a un estado de eutrofización de la misma. Por otro lado las microcuencas Q se caracterizan por ser zonas de producción lechera y otro aporte de nutrientes podría adjudicarse a descargas puntuales de tambos así como a las eyecciones de los animales. Según los criterios de Dodds *et al*. (1998) casi todas las microcuencas aquí estudiadas serían eutróficas por su contenido de nitrógeno y fósforo total. En tal caso, los productores primarios encontrarían los recursos necesarios para un crecimiento acelerado lo que conlleva a una mayor utilización del oxigeno disuelto durante la noche y a una mayor producción durante el día, provocando una gran variación del mismo durante un ciclo diario. Las fluctuaciones de oxígeno así como el aumento de la turbidez podrían llegar a actuar de manera negativa en la comunidad de peces. Ahearn *et al*. (2005) concluyen que, en su área de estudio, las tierras bajas fueron las principales fuentes de nitrógeno, fósforo y sólidos en suspensión por lo que los esfuerzos de remediación deben concentrarse en estas áreas.

El uso más intensivo del suelo provocado por las actividades agrícolas produjo efectos en la comunidad de peces coincidiendo con estudios previos (Allan *et al.*, 1997; Strayer *et al*., 2003; Pinto *et al*., 2006; Stainbrook *et al*., 2006). Los índices de diversidad y equitatividad de Simpson resultaron ser más sensibles a las variables analizadas que los de Shannon-Weaver debido que se correlacionaron a un mayor número de variables.

En las estaciones con mayor porcentaje de cultivos, fue mayor la biomasa y la abundancia total de peces y menor la relación riqueza/abundancia y el índice de equitatividad de Simpson (grupo "a" del ACP biológico). Estos resultados apoyan las predicciones: 2, 3 y 4. Cuando las condiciones empeoran, se produce la migración o la extinción local de las especies que no las toleran y un aumento de aquéllas

que sí lo hacen y la comunidad se vuelve jerárquica (Teixeira de Mello, 2007; Karr *et al*., 2009). En estas condiciones, las especies tolerantes podrían aumentar rápidamente debido a la falta de depredadores y a la menor competencia (Teixeira de Mello, 2007). Esto podría estar explicando que la abundancia y la biomasa total sean mayores en los arroyos con influencia de cultivos.

Contrariamente a lo establecido en la predicción 2, la riqueza se asocia positivamente a los cultivos y a características típicas de estas zonas. Además, el dendrograma realizado a partir de las variables biológicas agrupa a las estaciones que presentaron mayor calidad ambiental determinada por menores porcentajes de cultivos y carga de nutrientes (grupo "b":O1 y O2) con aquellas de calidad intermedia pero con valores más bajos de riqueza de especies (grupo "c": O4, P1,P2 y Q1). Esto podría explicarse por tres razones. La primera sería por un efecto histórico. Los arroyos de mayor altura podrían ser históricamente menos ricos en especies por sus características ambientales. Algunas estaciones de las microcuencas agrícolas podrían ayarse en niveles todavía bajos de degradación y por lo tanto algunas especies, que naturalmente, son competitivamente débiles podrían estar siendo favorecidas por estos disturbios provocando un aumento en la riqueza (Towsend et al., 1997). Por otro lado, las estaciones de las microcuencas agrícolas al encontrarse todas en una zona baja, podrían estar más conectadas a cursos de mayor orden que las ganaderas de las zonas serranas. En tal situación puede existir migración de peces de estos hacia los cursos de orden menor aumentando la riqueza de los mismos (Gorman, 1986). En futuros trabajos debería tenerse en cuenta tal efecto, muestreándose microcuencas con diferentes usos del suelo de la misma región y en sitios con similar distancia a arroyos de de orden mayor.

Por otro lado, la relación riqueza/abundancia si mostró un patrón respecto a los usos del suelo. Esta relación disminuye acorde aumenta la superficie cultivada debido a que la abundancia acompaña este aumento a pesar de que no lo hace la riqueza. Sin embargo este resultado podría estar influenciado por las diferencias entre los tamaños de las cuencas ya que esta relación se asocia positivamente al área.

Remitiéndonos a las categorías propuestas por Teixeira de Mello (2007), encontramos que la categoría que se correlaciona con mas variables es la de Gran tolerancia, mientras que la otras dos (Tolerantes y Sensibles) con casi ninguna. Esto puede deberse a que estas categorías fueron confeccionadas en cuencas agrícolas con urbanización (Teixeira de Mello, 2007). Como en el presente trabajo no se estudiaron microcuencas con urbanización, muchas de las especies que aparecen como sensibles en el trabajo de Teixeira de Mello (2007), en este estudio podrían resultar tolerantes. Sin embargo, una de las especies Tolerantes (*Rhineloricaria sp.*) y una de las Sensibles (*Jenynsia multidentata*) nunca aparecen en las estaciones agrícola-lecheras (A y Q).

La especie de Gran tolerancia se encuentra negativamente correlacionada con la relación riqueza/abundancia así como con la equitatividad de Shannon. Además, se encuentra positivamente asociada a los aumentos de amonio, materia orgánica, fósforo total y abundancia de peces, característicos de las actividades agrícolas, apoyando la predicción 6. Dentro de esta categoría, Teixeira de Mello (2007), solo ubica a una especie, *Cnesterodon decemmaculatus*, y la propone como centinela del deterioro de la calidad de agua. Este trabajo concuerdan con dichos resultados y los obtenidos por Bistoni *et al*. (1999) en la región central de Argentina. Tanto en el trabajo de Bistoni *et al*. (1999) como en el de Stainbrook *et al*. (2006) en Estados Unidos, las comunidades ícticas simplificaron su estructura siendo pocas las especies que se encontraron establecidas en los lugares más alterados.

*Cnesterodon decemmaculatus* posee características que podrían proporcionarle ventaja en malas condiciones ambientales provocando un aumento de su número ante la falta de depredadores que no se adaptasen. Es vivípara, lo que le da ventajas de supervivencia a los alevines, es omnívora y por lo tanto puede alimentarse de un amplio espectro de recursos, y es capaz de respirar de la capa superficial de agua cuando hay déficit de oxigeno (Bistoni *et al*., 1999; Teixeira de Mello, 2007). Esto conduce a que en un sistema en mal estado, la población se vuelva jerárquica siendo *Cnesterodon decemmaculatus* la especie dominante. Al ser una especie de pequeño tamaño, dicho cambio en la estructura de la población provoca una disminución del tamaño promedio de la comunidad (relación biomasa/abundancia). A partir de los resultados obtenidos esto no puede afirmarse debido a que la relación no se correlacionó con ninguna variable y por lo tanto la predicción 5 tampoco fue confirmada.

Si bien la relación biomasa/abundancia no se correlacionó con ninguna variable físico-química indicadora de la calidad del agua, se observa que cuatro de las estaciones con menor tamaño promedio se encuentran en el grupo 1 del ACP ambiental y forman el grupo "a" en el ACP bilógico (A2, A3, A4 y Q5). Como se ha dicho, estas estaciones poseen una mayor proporción de superficie cultivada y comunidades de peces con mayor abundancia y biomasa total y mayor proporción de peces de Gran tolerancia.

Allan *et al*. (1997) muestra cómo tanto la comunidad de peces, a través de un índice de integridad biológica (IBI), y la calidad del hábitat tienen una relación negativa con el porcentaje de agricultura (figura 14).

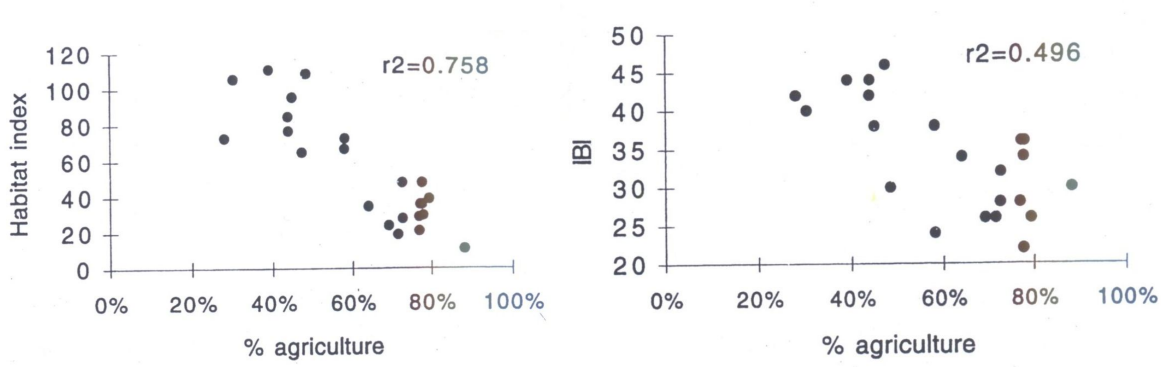



**Figura 14.** Tanto la calidad del hábitat (izquierda) así como la comunidad de peces (derecha), analizada a partir de un índice de integridad biológica (IBI) declinan al aumentar el porcentaje de agricultura. Extraído de Allan *et al*. (1997).

*Zonas altas, la ganadería y otras coberturas del suelo*

El uso ganadero es el principal en las microcuencas de mayor altura (grupo 2 del ACP ambiental: O1, O2, O3, O4, P1, P2, P3 y P4). Estas cuencas también se caracterizaron por poseer mayor superficie forestada (aunque este uso nunca es dominante) y mayor superficie de elementos naturales como los matorrales y el bosque nativo. Arocena *et al*. (2008) al evaluar la condición de los mismos cursos de agua a través de un inventario de Riberas, Canal y Ambiente (RCA), encontraron que los dos arroyos con mejor condición eran O1 y O2 ya que conservan su monte ripario. Además P1 y P4 tuvieron también buenas condiciones debido al buen estado del canal.

Contrariamente a las cuencas agrícolas, los arroyos de estas cuencas son de aguas más oxigenadas, con menores valores de conductividad y sólidos totales en suspensión. La pendiente favorecería el movimiento del agua y el aumento de la turbulencia favoreciendo la oxigenación del agua. La ubicación geográfica a través de la geología (cristalina o sedimentaria) de cada región determina en parte la conductividad y el pH así como las actividades antrópicas también lo hacen (Allan & Johnson, 1997; Bistoni *et al*., 1999; Stainbrook *et al*., 2006; Arocena *et al*., 2008). Allan *et al*. (1997) proponen que las subcuencas encontradas a mayor altura, al poseer usos de suelo diferentes de la agricultura poseen menor carga de sedimentos que las subcuencas más bajas donde se realiza agricultura intensiva.

La mayor parte de las cuencas altas son suelos no laboreados y con praderas naturales, lo que podría explicar que la altura de la cuenca este correlacionada de manera negativa con los sólidos y la materia orgánica en suspensión. El mantenimiento de la estructura original del suelo y la densa cobertura y enraizamiento de las pasturas colaboraría a mantener en su lugar a las partículas de suelo (Rucks *et al*., 2004) (el porcentaje de pradera se correlacionó de manera negativa con los sólidos en suspensión). Por otro lado, raíces finas como las de las gramíneas, son muy eficientes a la hora de captar nutrientes y agua (Claus & George, 2005).

La correlación negativa de la superficie de pradera con el nitrógeno orgánico y total, fósforo total y fósforo reactivo soluble en el agua, podría indicar que estos recursos son rápidamente utilizados por la vegetación y no hay excedentes que alcancen los cursos de agua. Si la pradera esta sobrepastoreada, suelen encontrarse valores altos de nitrógeno y fósforo total en los cursos de agua de la cuenca. Esto se debe según Barreto (2008) a que el intenso uso favorece la pérdida de sedimentos, a lo que se le suman los aportes de nutrientes a partir de las heces de los animales. A diferencia de esto, las praderas que no están sobreexplotadas pueden llegar a perder menos sedimentos que un bosque (Barreto, 2009). La menor carga de nutrientes que alcanza este tipo de sistema podría estar justificando que la pradera se correlacione negativamente con la abundancia total, contrario a lo que sucede en las cuencas con mayores superficies cultivadas.

Tanto la forestación como el bosque nativo se correlacionan negativamente con el fósforo en los arroyos. Esto podría ser causa tanto de la capacidad de las raíces de retener el suelo, como a la utilización que los árboles hacen del fósforo. Esto podría ser evidencia de cómo la vegetación riparia tiene la capacidad de actuar como amortiguador entre el ambiente terrestre y el acuático. Strayer *et al*. (2003) encontraron que la tierra forestada se correlacionaba negativamente con los nitratos y Barreto (2009) no observó un aumento del fósforo y del nitrógeno total posterior al cambio de una pradera por forestación.

En conclusión, se podría decir que las microcuencas de mayor altura (grupo 2 del ACP ambiental y dendrograma) se caracterizan por poseer un estado de mayor conservación, producto de usos del suelo menos destructivos (ganadería extensiva) y mayor porcentaje de vegetación natural. En consecuencia, es menor la erosión del suelo y las plantas utilizan la mayor parte de los nutrientes no produciéndose un exceso de los mismos en los cursos de agua. El mayor estado de conservación de los arroyos y la menor carga de nutrientes tuvo consecuencias en la comunidad de peces. Todas las microcuencas ganaderas poseen especies sensibles o intolerantes en altas proporciones y ninguna se encuentra en el grupo “a” del ACP biológico (caracterizado por menor calidad ambiental). Arocena *et al*.

(2008) analizando la comunidad zoobentónica, encontraron que la las estaciones A tienen diversidades menores que las O, P y Q.

La diversidad, si bien no mostró un patrón geográficamente claro, muestra una leve tendencia a aumentar hacia las zonas ganaderas, aunque esto carece de apoyo estadístico. Por otro lado, la relación riqueza/abundancia se hace máxima en éstas cuencas correlacionándose positivamente con el porcentaje de praderas y bosque natural. La abundancia total obtuvo su valor mínimo (diez veces menor al máximo), en una de las microcuencas de este grupo estando correlacionada negativamente con el porcentaje de praderas y bosque natural. Este resultado concuerda con el obtenido por Teixeira (2007), en el que el deterioro de la calidad del agua se acompaña con la disminución de la mencionada relación.

Por otro lado, las comunidades ícticas de estas regiones, se caracterizaron por ser más equitativas. Esto podría ser efecto de una mejor calidad ambiental donde se dan las condiciones para que varias especies puedan coexistir. De acuerdo con esto, se observó que en ninguna de las microcuencas ganaderas *Cnesterodon decemmaculatus* (especie de gran tolerancia) es dominante y en tres de ellas su abundancia es cero.

La menor carga de nutrientes encontrada en estas cuencas podría estar repercutiendo en la biomasa (correlacionada positivamente, con el nitrógeno inorgánico disuelto, orgánico y total y con el fósforo reactivo soluble y fósforo total). Los menores aportes del medio externo, respecto a los sistemas más alterados, podrían limitar a los productores primarios, y éstos al resto de la red trófica: los recursos se limitan, hay más competencia, el sistema soporta menos organismos, y en consecuencia la biomasa total disminuye. Como sucede con la abundancia, el valor mínimo de biomasa se encontró en una de estas microcuencas y es catorce veces menor al máximo, encontrado en una estación agrícola.

Tanto la diversidad y la equitatividad de Simpson como la equitatividad de Shannon-Weaver se correlacionaron positivamente con el bosque natural. Estos resultados apoyan, en parte, la predicción 7. Si el bosque ribereño es dañado, la cantidad de materiales alóctonos que alcanza los arroyos se reduciría (Karr & Schlosser, 1978). Esto podría limitar la cantidad y variedad de alimento repercutiendo en los invertebrados bentónicos y en la comunidad de peces. En consecuencia la comunidad se hace más jerárquica en los lugares alterados que en los lugares que conservan su monte ripario. Arocena *et al*. (2008) encontraron que O2 fue la estación con mayor cantidad de materia orgánica en sus sedimentos, adjudicándoselo a que dicha estación posee un monte ripario denso que cubre casi totalmente sus aguas.

## CONCLUSIÓN

Mediante el trabajo realizado fue posible detectar efectos del uso de la tierra en la calidad del agua de los arroyos y en su comunidad de peces. El relieve, al condicionar el uso predominante del suelo de una región genera un patrón de calidad de agua donde los arroyos de las zonas más bajas (agrícolas) presentan peores condiciones que los de las más altas (ganaderas). En respuesta a esto, existe una mayor proporción de especies Sensibles o intolerantes y las comunidades son más equitativas en las zonas ganaderas. En las microcuencas con mayor porcentaje de cultivos y carga de nutrientes predomina *Cnesterodon decemmaculatus* (especie de gran tolerancia) y la abundancia y biomasa total son mayores. Por otra parte, podemos constatar que *Cnesterodon decemmaculatus,* a diferencia de otras especies de peces propuestas, es excelente indicadora (de mala calidad de agua) a pesar de que la fuente de polución varíe.

## PERSPECTIVAS

Los resultados del presente trabajo evidencian la necesidad de la realización evaluaciones periódicas que permitan una gestión sustentable del recurso hídrico (Fortino *et al*., 2004). Este tipo de evaluación deberá abarcar los aspectos físico-químicos (monitoreo clásico) y biológicos (biomonitoreo) de los cursos de agua, así como las características geográficas de cada cuenca. Esto hará posible la comprensión de las estrechas relaciones entre el uso del suelo y la calidad del agua permitiendo un manejo integrado de la cuenca (Allan *et al.*, 1997; Johnson & Gage, 1997; Stainbrook *et al*., 2006; Couceiro *et al*., 2007). El trabajo realizado deja evidencias de que es posible utilizar la comunidad de peces como bioindicadores. Sin embargo, es necesaria la realización de más trabajos similares que permitan mejorar y hacer aplicable este método. Si se cuida tanto el hábitat acuático como las fuentes terrestres de recursos, las comunidades de vertebrados como de invertebrados acuáticos podrá ser mantenida (Karr & Schlosser, 1978).

BIBLIOGRAFÍA


Ahearn D.S., R.W. Sheibley, R.A. Dahlgren, M. Anderson, J. Johnson, K.W. Tate (2005) *Land use and land cover influence on water quality in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California.* Journal of Hydrology, 313: 234-247.

Allan J.D. (1995) *Stream ecology, structure and function of running waters.* Chapman & Hall, London.

Allan J.D., L.D. Erickson & J. Fay (1997) *The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales.* Freshwater Biology, 37: 149-161.

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

APHA (1995) *Standard Methods for Examination of Wastewater*. American Public Health Association, Washington.

Arocena R., G. Chalar, D. Fabián, L. de León, E. Brugnoli, M. Silva, E. Rodó, I. Machado, J.P. Pacheco, R. Castiglioni & L. Gabito (2008) *Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitoreo.* Informe final del convenio DINAMA (MVOTMA) - Sec. Limnología, Facultad de Ciencias, UdelaR. En http://limno.fcien.edu.uy (3/2010).

Arocena R. & Conde D. (eds.) (1999) *Métodos en ecología de aguas continentales*. *Con ejemplos en Limnología en Uruguay*. Edición DIRAC-Facultad de Ciencias, Montevideo.

Barreto P. (2008) *Efectos iniciales de la forestación sobre la calidad del agua de escurrimiento en una Cuenca del Río Tacuarembó*. Tesis de Maestría. Facultad de Agronomía, UdelaR.

Bartesaghi L & M Achkar (2008). *Interpretación de Usos del Suelo de Uruguay a partir de Imágenes satelitales CBERS 2*. Proyecto Prioridades Geográficas para la conservación de la Biodiversidad Terrestre del Uruguay (PDT 32 - 26), Responsable Brazeiro A.

Begon M., J.L. Harper & C.R. Townsend (1999) *Ecología. Individuos, poblaciones y comunidades.* Editorial Omega, Barcelona.

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

Chambers P. A., R. Meissner, F. J. Wrona, H. Rupp, H. Guhr, J. Seeger, J. M. Clup & R. B. Brua (2006) *Changes in nutrient loading in agricultural watershed and its effects on water quality and stream biota.* Hydrobiologia, 556: 399-415.

Charlón, V., A. Cuatrín, M. Taverna & E. Walter (2006) *Evaluación del funcionamiento de un sistema de tratamiento de efluentes de instalaciones de ordeño*. CD del I Congreso Internacional sobre Gestión y Tratamiento Integral del Agua , Córdoba, Argentina.

Charlón V. & M. Taverna (sin fecha) *Cuantificación y caracterización de los efluentes generados en instalaciones de ordeño de establecimientos lecheros argentinos (comunicación)*. Estación Experimental Agropecuaria, Santa Fe, Argentina.

Claus, A. & George, E. (2005) *Effect of stand age on fine-root biomass and biomass distribution in three European forest chronosequences*. Canadian Journal of Forest Research, 35: 1617-1625.

Conde D. & J. Gorga (1999) *Gases disueltos.* En Arocena R. & D. Conde (eds.) *Métodos en ecología de aguas continentales. Con ejemplos en Limnología en Uruguay.* Edición DIRAC-Facultad de Ciencias, Montevideo, 53-64.

Conde D. & J. Gorga (1999) *Composición iónica.* En Arocena R. & D. Conde (eds.) *Métodos en ecología de aguas continentales. Con ejemplos en Limnología en Uruguay*. Edición DIRAC-Facultad de Ciencias, Montevideo, 65-76.

Couceiro S. R. M., N. Hamada, S.L.B. Luz, B. Forsberg & T. Pena Pimentel (2007) *Desforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban streams in Manaus, Amazonas, Brazil.* Hydrobiologia, 575 (1): 271-284.

Dodds, W.K., J.R. Jones & E.B. Welch (1998) *Suggested classification of stream trophic state: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus*. Water Research, 32:1455–1462.

Fortino K., A. E. Hershey & K. J. Goodman (2004) *Utility of biological monitoring for detection of timber harvest effects on streams and evaluation of Best Management Practices: a review.* Bridges, 23(3): 634-636.

Freeman M. C., C. M. Pringle & C. R. Jackson (2007) *Hydrologic connectivity and the contribution of stream headwaters to ecological integrity at regional scales.* Journal of the American Water Resources Association, 43(1): 5-14.

Garner, P. (1996) *Microhabitat use and diet of 0+cyprinid fishes in a lentic, regulated reach of the River Great O, England.* Journal of Fish Biology.

Giller P.S & B. Malmqvist (1998) *The biology of streams and rivers.* Oxford University Press, New York.

González B. (1991) *Análisis multivariante. Aplicación al ámbito sanitario*. SG Editores, Barcelona.

Hawkes H.A. (1979) *Invertebrates as Indicators of River Water Quality.* En James A. & L. Erison (eds.) Biological indicators of water quality.

Hudson, N. (1981) *Conservación del suelo.* Editorial Reverté, Barcelona.

Johnson L. B. & S. H. Gage (1997) *Landscape approaches to the analysis of aquatic ecosystems.* Freshwater Biology, 37: 113-132.

Karr J.R. & I.J. Schlosser (1978) *Water Resources and the Land-Water Interface*. Science, 201(21): 229-234.

Karr J.R. (1981) *Assessment of biotic integrity using fish communities*. Fisheries 6 (6): 21-27.

Karr J.R., L.A. Touth & D.R. Dudley (2009) *Fish Communities of Midwestern Rivers : a History of Degradation*. BioScience, 35(2): 90-95.

Likens G.E. & F.H. Bormann (1974) *Linkages between Terrestrial and aquatic ecosystems.* BioSiencie, 24(8): 447-456.

Martel N., M. A. Rodriguez & P. Bérubé (2007) *Multi-scale analysis of responses of stream macrobenthos to forestry activities and environmental context*. Freshwater Biology, 52: 85-97

Mendiguchía C., C. Moreno & M. García-Vargas (2007) Evaluation of natural and anthropogenic influences on the Guadalquivir River (Spain) by dissolved heavy metals and nutrients. Chemosphere, 69: 1509-1517.

MGAP (1976) *Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay.* Tomo I: *Clasificación de suelos.* Ministerio de Agricultura y Pesca, Dirección de suelos y fertilizantes.

Molino J.F. & D. Sabatier (2001) *Tree Diversity in tropical Rain Forests: A Validation of the Intermediate Disturbance Hypothesis*. Science, 294: 1702-1704.

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

Pinto B. C. T., F. G. Araujo & R. M. Hughes (2006) *Effects of landscape and riparian condition on a fish index of biotic integrity in a large southeastern Brazil river*. Hydrobiologia, 556: 69-83.

Rosenberg D.M. & V.H.Resh (1993) *Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic macroinvertebrates*. En Rosenberg D.M. & V.H. Resh (eds.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates.* Chapman and Hall, New York, 1-9.

Roth N. E. (1994) *Land use, riparian vegetation, and stream ecosystem integrity in an agricultural watershed*. MS thesis, The University of Michigan.

Rucks L., F. García, A. Kaplán, J. Ponce de León & M. Hill (2004) *Propiedades físicas del suelo*. Departamento de suelos y aguas, Facultad de Agronomía, UdelaR.

Stainbrook K. M., K. E. Limburg, R. A. Daniels & R. E. Schmidt (2006) *Long-term changes in ecosystem health of two Hudson Valley watershed, New York, USA, 1936-2001*. Hydrobiologia, 571: 313-327.

Strayer D.L., R.E. Beighley, L.C. Thompson, S. Brooks, C. Nilsson, G. Pinay & R.J. Naiman (2003) *Effects of Land Cover on Stream Ecosystems: Roles of Empirical Models and Scaling Issues.* Ecosystems, 6: 407-423.

Teixeira de Mello F. (2007) *Efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y las comunidades de peces en sistemas lóticos de la cuenca baja del río Santa Lucía (Uruguay).* Tesis de Maestría. Facultad de Ciencias, UdelaR.

Townsend C.R., M.R. Scarsbrook &S. Dolédec (1997) *The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams.* American Society of Limnology and Oceanography, 42(5):938-949.

Wipfli M.S., J.S. Richardson & R.J. Naiman (2007) *Ecological linkages between headwaters and dowstream ecosystems: transport of organic matter, invertebrates and wood down headwater channels.* Journal of the American Water Resources Association, 43(1): 72-85.

## APÉNDICE 1. *Análisis de correlación entre las distintas variables físico-químicas*

**Correlaciones paramétricas de variables ambientales.** H máx: altura máxima de la cuenca , H est.: altura de la estación , Promedio de las tres réplicas de temperatura (Temp), oxigeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxigeno (%Sat.), pH, conductividad (K), sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica en suspensión (MOS), nitrato ($NO_3$), amonio ($NH_4$), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), nitrógeno orgánico (N-Org), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT) y porcentajes de superficie ocupada por los distintos usos de suelo. Los valores en negritas son significativos ($p<0,05$).

| **Variable** | H máx. | H est. | Pendiente | Temp. | OD | Sat. OD | K | SST | MOS | $NO_3$ |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| H máx. | 1,00 | | | | | | | | | |
| H est. | **0,89** | 1,00 | | | | | | | | |
| Pendiente | **0,66** | **0,79** | 1,00 | | | | | | | |
| Temp. | -0,53 | -0,38 | -0,48 | 1,00 | | | | | | |
| OD | 0,53 | **0,62** | **0,64** | -0,01 | 1,00 | | | | | |
| Sat. OD | 0,43 | **0,53** | **0,54** | 0,14 | **0,99** | 1,00 | | | | |
| pH | **0,53** | 0,49 | **0,54** | -0,20 | **0,77** | **0,74** | | | | |
| K | **-0,78** | **-0,85** | -0,52 | 0,14 | **-0,57** | -0,53 | 1,00 | | | |
| SST | **-0,60** | **-0,60** | -0,49 | 0,37 | -0,34 | -0,27 | 0,45 | 1,00 | | |
| MOS | **-0,68** | **-0,63** | **-0,58** | 0,48 | -0,32 | -0,22 | 0,47 | **0,92** | 1,00 | |
| $NO_3$ | -0,52 | **-0,63** | **-0,56** | 0,44 | -0,21 | -0,14 | 0,33 | 0,22 | 0,19 | 1,00 |
| $NH_4$ | -0,48 | -0,49 | **-0,61** | 0,13 | -0,53 | -0,47 | 0,52 | 0,41 | 0,51 | -0,07 |
| NID | **-0,61** | **-0,72** | **-0,66** | 0,43 | -0,29 | -0,21 | 0,47 | 0,34 | 0,31 | **0,93** |
| NT | **-0,56** | **-0,74** | -0,53 | 0,11 | -0,30 | -0,25 | **0,54** | 0,19 | 0,24 | **0,71** |
| N-Org | **-0,56** | **-0,74** | **-0,53** | 0,10 | -0,33 | -0,28 | **0,56** | 0,19 | 0,26 | **0,65** |
| PRS | **-0,74** | **-0,84** | **-0,64** | 0,26 | -0,30 | -0,24 | **0,70** | 0,48 | **0,58** | **0,59** |
| PT | **-0,69** | **-0,86** | **-0,77** | 0,21 | -0,40 | -0,34 | **0,72** | **0,54** | **0,60** | **0,55** |
| Bosque | **0,68** | **0,45** | 0,12 | -0,11 | 0,21 | 0,19 | **-0,58** | -0,25 | -0,30 | -0,20 |
| Forestacón | **0,80** | **0,80** | **0,64** | **-0,59** | **0,54** | 0,44 | **-0,66** | **-0,56** | **-0,68** | -0,48 |
| Matorral | **0,61** | 0,46 | 0,24 | -0,22 | 0,18 | 0,15 | -0,43 | -0,11 | -0,20 | -0,30 |
| Pradera | **0,56** | **0,63** | 0,36 | -0,23 | 0,02 | -0,02 | **-0,69** | -0,41 | -0,43 | -0,40 |

Continuación.

| **Variable** | NID | NT | N-Org | PRS | PT | Bosque |
|---|---|---|---|---|---|---|
| NID | 1,00 | | | | | |
| NT | **0,75** | 1,00 | | | | |
| N-Org | **0,69** | **0,99** | 1,00 | | | |
| PRS | **0,66** | **0,81** | **0,81** | 1,00 | | |
| PT | **0,64** | **0,73** | **0,73** | **0,95** | 1,00 | |
| Bosque | -0,33 | -0,42 | -0,42 | **-0,56** | -0,41 | 1,00 |
| Forestacón | -0,45 | -0,40 | -0,43 | **-0,60** | **-0,58** | 0,25 |
| Matorral | -0,27 | -0,47 | -0,48 | -0,52 | -0,42 | **0,73** |
| Pradera | -0,53 | **-0,57** | **-0,56** | **-0,83** | **-0,77** | **0,61** |

**Correlaciones no paramétricas (Test de Spearman) de la variable "cultivo"**. H máx, altura máxima de la cuenca; H est., altura de la estación, promedio de las tres réplicas de temperatura (Temp), oxigeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxigeno (Sat. OD), pH, conductividad (K), sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica en suspensión (MOS), nitrato ($NO_3$), amonio ($NH_4$), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), nitrógeno orgánico (N-Org), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT) y porcentajes de superficie ocupada por los distintos usos de suelo. Los valores en negritas son significativos ($p<0,05$).

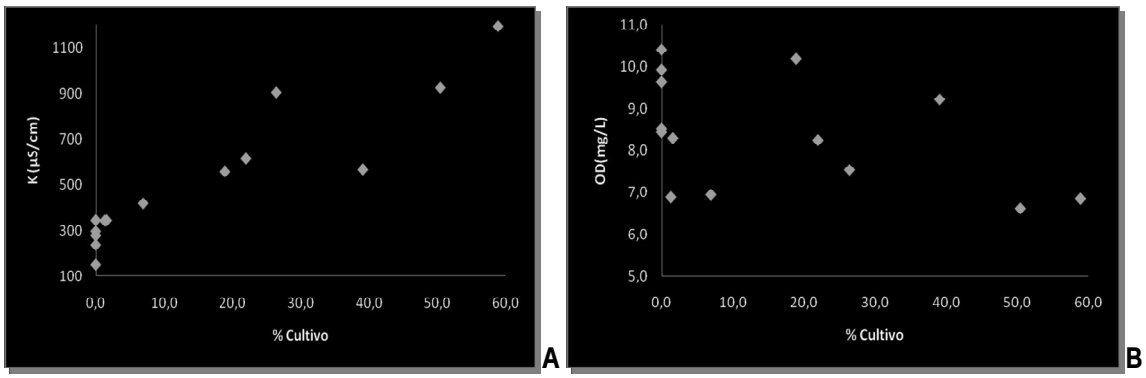
| Variable | Cultivo | Variable | Cultivo | Variable | Cultivo |
|---|---|---|---|---|---|
| H máx. | **-0,922379** | K | **0,932820** | N-Org | **0,694557** |
| H est. | **-0,937988** | SST | **0,550701** | PRS | **0,887865** |
| Pendiente | **-0,636116** | MOS | **0,568683** | PT | **0,856396** |
| Temp. | 0,038212 | $NO_3$ | **0,631620** | Bosque | -0,622629 |
| OD | **-0,600152** | $NH_4$ | 0,474277 | Forestacón | **-0,549057** |
| Sat. OD | -0,483268 | NID | **0,730522** | Matorral | **-0,631620** |
| pH | -0,478773 | NT | **0,712539** | Pradera | **-0,721531** |

## APÉNDICE 2. *Análisis de correlación entre las variables ambientales y de la comunidad de peces.*

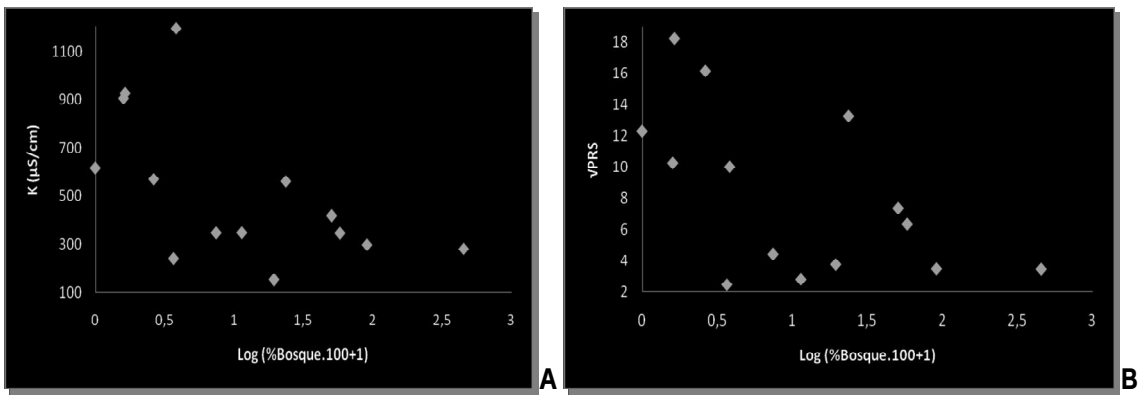
**Correlaciones paramétricas entre variables ambientales y bióticas.** Ab, abundancia total promedio de las tres réplicas; Bm, biomasa total promedio de las tres réplicas; Riq, riqueza de especies, D y E, índice de diversidad y de equitatividad de Simpson; H y J, índice de diversidad y de equitatividad de Shannon-Weaver y la abundancia relativa de peces tolerantes y de gran tolerancia (según Teixeira de Mello, 2007). H máx, altura máxima de la cuenca; H est., altura de la estación; promedio de las tres réplicas de temperatura (Temp), oxigeno disuelto (OD), porcentaje de saturación de oxigeno (Sat OD.), conductividad (K), sólidos suspendidos totales (SST), materia orgánica en suspensión (MOS), nitrato ($NO_3$), amonio ($NH_4$), nitrógeno inorgánico disuelto (NID), nitrógeno total (NT), nitrógeno orgánico (N-Org), fósforo reactivo soluble (PRS), fósforo total (PT) y superficie ocupada por los distintos usos de suelo. Los valores en negritas son significativos ($p<0,05$).

| **Variable** | Ab | Bm | Riqueza | Riq/Ab | D | E | H | J | Tolerantes | Gran tolerancia |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Ab | 1,00 | | | | | | | | | |
| Bm | 0,44 | 1,00 | | | | | | | | |
| Riqueza | **0,80** | 0,09 | 1,00 | | | | | | | |
| Riq/Ab | **-0,82** | -0,52 | -0,47 | 1,00 | | | | | | |
| Bm/XAb | -0,40 | 0,53 | -0,52 | 0,35 | | | | | | |
| D | -0,20 | -0,40 | 0,07 | 0,44 | 1,00 | | | | | |
| E | **-0,59** | -0,44 | -0,39 | **0,69** | **0,88** | 1,00 | | | | |
| H | -0,06 | -0,30 | 0,29 | 0,39 | **0,94** | **0,73** | 1,00 | | | |
| J | **-0,62** | -0,39 | -0,33 | **0,73** | **0,86** | **0,96** | **0,79** | 1,00 | | |
| Sensibles o intolerantes | 0,20 | 0,19 | 0,09 | -0,32 | -0,26 | -0,26 | -0,21 | -0,22 | | |
| Tolerantes | 0,02 | -0,47 | 0,20 | -0,12 | 0,24 | 0,04 | 0,21 | 0,03 | 1,00 | |
| Gran tolerancia | **0,84** | 0,30 | **0,68** | **-0,60** | -0,21 | -0,53 | -0,14 | **-0,62** | 0,02 | 1,00 |
| H máx. | -0,47 | -0,32 | -0,45 | 0,37 | 0,39 | 0,58 | 0,20 | 0,50 | 0,04 | -0,41 |
| H est. | -0,45 | -0,45 | -0,46 | 0,26 | 0,39 | 0,55 | 0,17 | 0,44 | 0,33 | -0,48 |
| Pendiente | -0,26 | -0,25 | -0,37 | -0,07 | 0,12 | 0,26 | -0,10 | 0,15 | 0,16 | -0,39 |
| Temp. | 0,14 | -0,09 | 0,31 | 0,11 | 0,47 | 0,24 | **0,55** | 0,28 | 0,35 | 0,14 |
| OD | -0,22 | 0,07 | -0,31 | -0,08 | 0,40 | 0,44 | 0,24 | 0,38 | 0,39 | -0,30 |
| Sat. OD | -0,17 | 0,08 | -0,24 | -0,08 | 0,46 | 0,45 | 0,33 | 0,41 | 0,44 | -0,26 |
| pH | 0,07 | 0,05 | -0,04 | -0,21 | 0,38 | 0,36 | 0,24 | 0,26 | 0,17 | 0,07 |
| K | **0,74** | 0,49 | **0,61** | **-0,61** | -0,48 | **-0,72** | -0,31 | **-0,69** | -0,33 | **0,70** |
| SST | 0,19 | 0,24 | 0,05 | -0,02 | -0,25 | -0,21 | -0,25 | -0,30 | -0,23 | 0,49 |
| MOS | 0,32 | 0,21 | 0,29 | -0,08 | -0,16 | -0,26 | -0,10 | -0,29 | -0,02 | **0,55** |
| %MO | 0,16 | -0,21 | 0,45 | -0,07 | 0,30 | 0,03 | 0,46 | 0,17 | **0,56** | -0,11 |
| $NO_3$ | 0,05 | 0,41 | 0,14 | 0,03 | 0,09 | 0,03 | 0,27 | 0,19 | -0,34 | -0,10 |
| $NH_4$ | **0,56** | 0,42 | 0,34 | -0,30 | -0,45 | **-0,59** | -0,31 | **-0,59** | -0,12 | **0,61** |
| NID | 0,25 | **0,60** | 0,18 | -0,14 | -0,07 | -0,14 | 0,13 | -0,01 | -0,41 | 0,10 |
| NT | 0,34 | **0,61** | 0,41 | -0,23 | -0,34 | -0,47 | -0,07 | -0,28 | -0,34 | 0,21 |
| N-Org | 0,37 | **0,57** | 0,47 | -0,24 | -0,35 | -0,50 | -0,07 | -0,31 | -0,31 | 0,26 |
| PRS | 0,53 | **0,59** | **0,54** | -0,44 | -0,41 | **-0,59** | -0,17 | -0,48 | -0,13 | 0,48 |
| PT | 0,48 | **0,57** | 0,47 | -0,37 | -0,41 | **-0,57** | -0,20 | -0,48 | -0,20 | **0,56** |
| Bosque | **-0,61** | -0,43 | -0,40 | **0,72** | **0,58** | **0,76** | 0,47 | **0,74** | -0,12 | -0,37 |
| Forestación | -0,35 | 0,02 | **-0,57** | 0,06 | -0,01 | 0,20 | -0,19 | 0,14 | 0,07 | -0,39 |
| Matorral | -0,23 | -0,26 | -0,35 | 0,34 | 0,41 | 0,59 | 0,26 | 0,47 | -0,24 | -0,12 |
| Pradera | **-0,71** | -0,74 | -0,50 | **0,70** | 0,33 | 0,56 | 0,21 | **0,55** | 0,12 | **-0,63** |

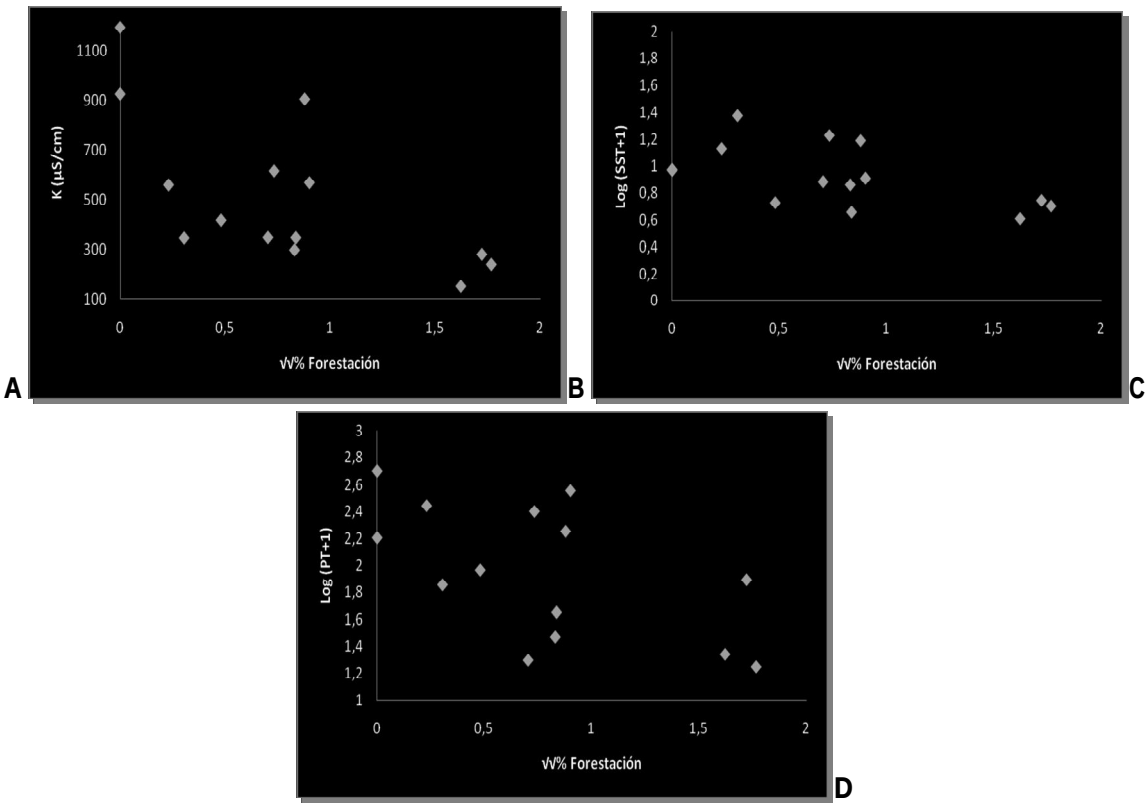
APÉNDICE 3. *Relaciones entre las distintas variables analizadas que están significativamente correlacionadas.*



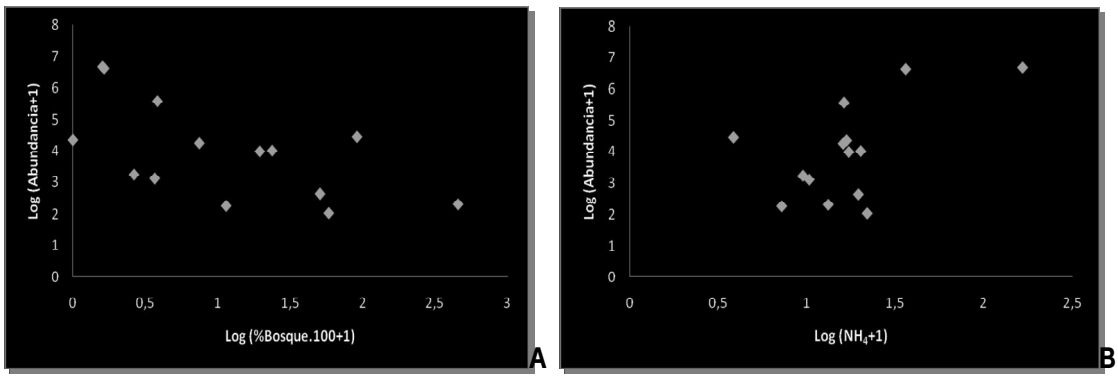

**Cultivo.** Relaciones entre el porcentaje de superficie cultivada *vs*. A) conductividad y B) oxígeno disuelto, cuyo análisis de correlación fue significativo (Sperman; p<0,05) (apéndice 1).



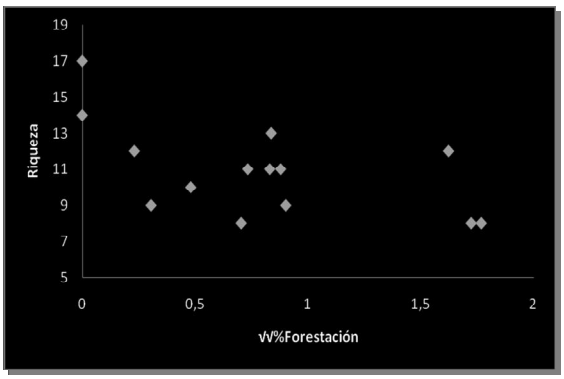

**Bosque nativo.** Relaciones entre el porcentaje de superficie de bosque nativo y las variables ambientales cuyo analísis de correlación fue significativo (apéndice 1) : A) conductividad y B) fósforo rectivo soluble. Los gráficos fueron realizados a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4).



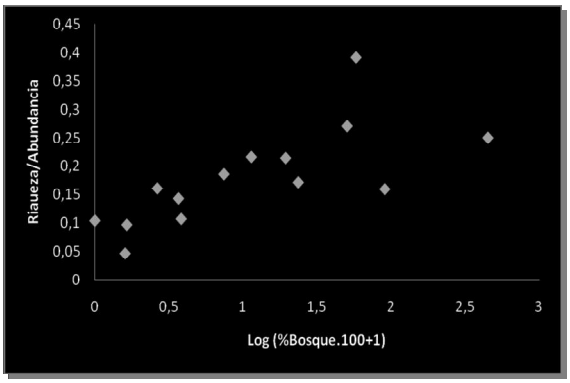

**Forestación.** Relaciones entre el porcentaje de superficie forestada y distintas variables ambientales cuyo análisis de correlación fue significativo (apéndice 1) : A) oxígeno disuelto, B) conductividad, C) sólidos en suspensión y D) fósforo total. Los gráficos fueron realizados a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4).



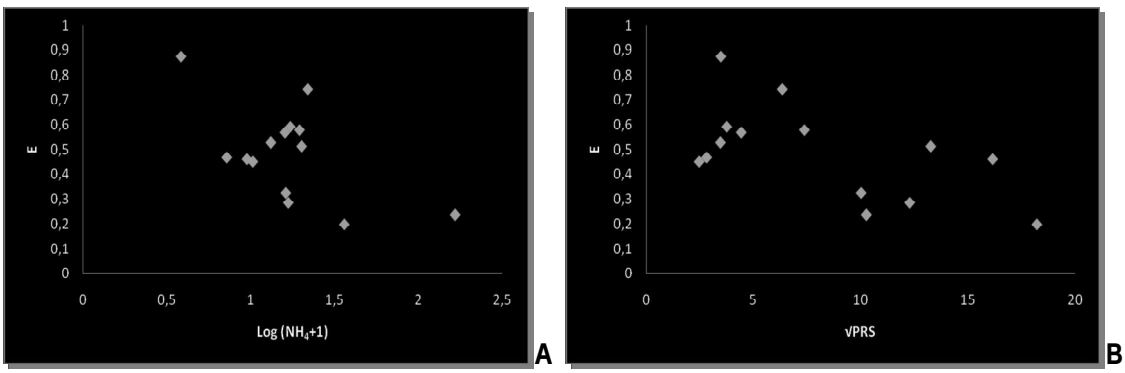

**Abundancia.** Variación de la abundancia (total de individuos) respecto a dos variables ambientales cuyo analísis de correlación fue significativo (apéndice 2): A) porcentaje de superficie de bosque nativoultivo y B) concentración de amonio. Los gráficos fueron realizados a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4).



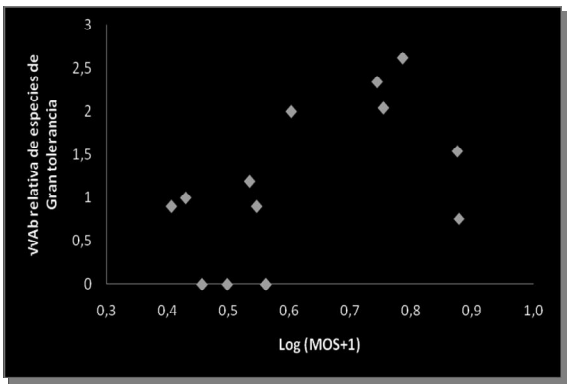

**Riqueza.** Variación de la riqueza (numero de especies) respecto al porcentaje de área forestada (analísis de correlación significativo, apéndice 2). El gráfico fue realizado a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4).




**Riqueza/Abundancia.** Variación de la relación riqueza/abundancia respecto al porsentaje de superficie de bosque nativo cuyo analísis de correlación fue significativo (apéndice 2). El gráfico fue realixado a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4).




**Equitatividad de Simpson.** Variación de la Equitatividad (E) respecto a dos variables ambientales cuyo analísis de correlación fue significativo (apéndice 2) : A) concentración de amonio y B) concentración de fósforo reactivo soluble. Los gráficos fueron realizados a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4).




**Peces de Gran tolerancia.** Variación de la abundancia (Ab) relativa de la categoría de peces indicadora de Gran tolerancia respecto a el contenido de matéria orgánica en suspensión cuyo analísis de correlación fue significativo (apéndice 2). El gráfico fue realizado a partir de las variables en la forma que presentaban una distribución normal (tabla 4).